



**HAL**  
open science

# Configurations structurelles et options d'extensions des systèmes de permis d'émissions négociables

Wilfried Mourier

## ► To cite this version:

Wilfried Mourier. Configurations structurelles et options d'extensions des systèmes de permis d'émissions négociables. Economies et finances. Communauté Université Grenoble Alpes, 2018. Français. NNT: . tel-01871769v1

**HAL Id: tel-01871769**

**<https://hal.science/tel-01871769v1>**

Submitted on 11 Sep 2018 (v1), last revised 19 Nov 2018 (v3)

**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**

Pour obtenir le grade de

### **DOCTEUR DE LA COMMUNAUTE UNIVERSITE GRENOBLE ALPES**

Spécialité : **Sciences Economiques**

Arrêté ministériel : 25 mai 2016

Présentée par

**« Wilfried MOURIER »**

Thèse dirigée par **Patrick CRIQUI, professeur émérite,  
Université Grenoble Alpes**

préparée au sein du **Laboratoire GAEL (Grenoble Applied  
Economics Lab)**

dans l'**École Doctorale de Sciences Economiques**

## **« Configurations structurelles et options d'extensions des systèmes de permis d'émissions négociables »**

Thèse soutenue publiquement le « **2 juillet 2018** », devant le jury  
composé de :

**Mme Emilie ALBEROLA**

Chef de département à EcoAct, Membre du CEDD

**Mme Dorothee BRECARD**

Professeure des universités, Université de Toulon

**M Patrick CRIQUI**

Professeur Emérite, Université Grenoble Alpes, Directeur de thèse

**M Philippe QUIRION**

Directeur de recherche CNRS, CIRED

**M Stéphane ROBIN**

Chargé de recherche au CNRS, GAEL





*L'université et la faculté n'entendent  
donner ni approbation, ni improbation  
aux opinions émises dans cette thèse.  
Ces opinions doivent être considérées  
comme propres à leur auteur.*



## REMERCIEMENTS

---

Je souhaite tout d'abord exprimer ma sincère reconnaissance envers les membres du jury et notamment aux rapporteurs qui ont accepté de lire ce manuscrit et d'en évaluer les travaux présentés. Mes remerciements vont également à Patrick Criqui qui m'a permis d'accéder au doctorat et sans qui cette thèse n'aurait pu aboutir.

Je tiens à remercier mes compagnons de galère qui, chacun à leur manière, m'ont soutenu et avec qui j'ai passé de très bonnes années au sein du labo. Il y a ceux qui ont partagé mon bureau : Constantin (qui m'a très souvent aidé à gérer la pression et apporté son aide lors de la dernière ligne droite), Luis (pour son enthousiasme et ses pointes d'humour sarcastiques), Étienne (pour ses encouragements) et Laureline (qui a élu domicile en 207). Il y a aussi Luciana que je remercie pour sa bonne humeur et ses gâteaux thérapeutiques, Stéphane pour sa touche parisienne et Randa pour son rire communicatif.

Merci aux membres du laboratoire qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce projet. Soit à travers leurs relectures et observations : Anna, Olivier, Jean-Christophe, dont les attentions et l'effort de disponibilité ont été particulièrement appréciés et Stéphane qui a su également m'encourager et me remotiver. Soit par leurs commentaires sur la présentation orale : Philippe, Catherine et JC. Soit par leurs divers soutiens tout au long de mon doctorat : Céline qui a été d'une aide considérable, Danièle, Danielle et Éric.

Ces remerciements auraient été incomplets si je n'avais pas cité Céline qui a joué un rôle crucial dans l'aboutissement de cette thèse, tant sur le plan personnel pour m'avoir poussé et avoir cru en moi ; qu'académique grâce à ses relectures et commentaires. Je la remercie également pour sa patience et pour tous les sacrifices que cette thèse a impliqués. J'en profite également pour souhaiter bon courage à Auré, Dim et Lou qui ont manifesté, à plusieurs reprises, la volonté de lire mon manuscrit (je n'oublierai pas). Je tiens, pour finir, à remercier ma mère qui représente pour moi un modèle de courage et de volonté. Mes pensées vont à mon père qui n'est plus parmi nous pour partager avec moi la fierté de cet aboutissement, mais à qui je dois cette force d'obstination.







## RESUME

---

La nécessité d'une action mondiale pour limiter les émissions de gaz à effet de serre est reconnue par la majorité des pays, mais l'incapacité du régime climatique international à fournir une régulation globale des rejets de GES dans l'atmosphère a conduit à l'échec de l'approche top-down. Cet impossible consensus a conduit à un point de rupture dans la structure du régime climatique mondial dont témoignent notamment le développement, avant l'Accord de Paris d'une approche bottom-up, fondée sur une gouvernance climatique polycentrique et multiniveaux. C'est dans ce contexte qu'émergent et se développent, à différentes échelles administratives, les dix-neuf systèmes de permis d'émissions négociables aujourd'hui en fonctionnement dans le monde. De fait, aucune homogénéité n'est recherchée dans la conception de ces mécanismes de réglementation. Les choix structurels sont dépendants des caractéristiques et contraintes politiques et économiques de la zone géographique à laquelle ils appartiennent. Les configurations et les effets de l'élargissement des systèmes de permis négociables sont encore débattus et cette thèse apporte des recommandations sur la manière dont ces extensions et connexions pourraient avoir lieu.

A partir d'analyses de la littérature empirique et de simulations à l'aide d'un modèle d'équilibre partiel pour le secteur énergétique (modèle POLES), nous préconisons la mise en place de mécanismes de cloisonnement sectoriel et de restrictions aux échanges de permis. En effet, dans un contexte caractérisé par des constructions hétérogènes de systèmes de permis d'émissions négociables, une diffusion non-universelle de ces marchés et une inclusion non-intégrale de tous les secteurs de l'économie, nous concluons que deux types d'ajustements sont essentiels. Premièrement, nous démontrons la nécessité d'une configuration et d'un cloisonnement sectoriel des marchés, cela afin d'impulser une dynamique d'innovations, de limiter les impacts sur la compétitivité internationale et de rendre conforme le système aux exigences des politiques connexes. Deuxièmement, nous justifions l'intérêt des mécanismes de restriction aux échanges internationaux de permis d'émissions négociables ; ils permettent en particulier une meilleure redistribution des gains liés à l'échange, tout en réduisant le coût total de la politique climatique et les quantités de GES émis par rapport à une pure segmentation des marchés.

Enfin, l'existence de plusieurs prix du carbone apparaît incontournable dans le contexte actuel d'une gouvernance climatique mondiale hétérogène et d'une multiplicité d'objectifs politiques nationaux. Encourager le développement de prix différents par secteur et par pays permettrait, sous certaines conditions, de favoriser l'acceptabilité politique, de renforcer l'efficacité environnementale et d'améliorer l'efficacité économique des systèmes de permis d'émission.

Mots clés : Système de Permis d'Emissions Négociables, Design des ETS, Linking, Mécanisme de restriction aux échanges

## ABSTRACT

---

Most countries recognize that a coordinated worldwide action to limit greenhouse gas (GHG) emissions has to be implemented. However, the countries inability to coordinate their efforts led to the failure of the top-down climate architecture. Today, the international climate governance adopts a different direction, which based on bottom-up approach. This approach promotes polycentric and multi-level governances, that induce several independent policy-makers in different administrative scales (province, state and region). Therefore, the actual implemented Emission Trading Systems (ETS), as well as the emerging ones, grow in a domestic context. This context, in terms of economic development, political commitment and geographical coverage, determine the ETS design. Then, there is no harmonized design among ETS, no universal diffusion of these mechanisms in the world and a lack of integral inclusion of all sectors in these carbon markets. While researchers and policy-makers discuss the optimal features of such systems, this thesis examines different configuration options and coverage areas for the tradable permit schemes.

Using a world energy-economy partial equilibrium simulation model (POLES) and drawing on experiences with real-world ETSs (based on empirical literature), we recommend two types of adjustments: the restrictions on trade permits between sectors, in one hand, and the control of international permit exchange between ETS, in the second hand. Indeed, we demonstrate firstly the necessity to separate ETS by sector and adapt them considering the specificities of each sector. This kind of policy will stimulate innovation in each sector. Also, it will limit the impacts on the international competitiveness and it will lead climate policy to other economic policies. Secondly, we develop a model to describe the effects of exchange permits emissions considering international linking among emissions trading systems. We prove that restriction exchange mechanisms are necessary to insure the redistribution of exchange gain compared to full linking. At the same time, these trade restriction mechanisms minimize the total cost and increase GHG emissions reductions compared to a segmented market.

Considering the diversity of national political objectives and the bottom-up context of world climate framework, we concluded that the coexistence of several carbon prices is unavoidable and necessary. Encouraging the development of several carbon prices can promote political acceptability, strengthen environmental efficiency and improve economic efficiency.

Key words : Emission Trading Schemes, ETS design, Linking, Discount rate, Exchange rate



## LISTE DES ABREVIATIONS ET DES ACRONYMES

---

ACA	Approche Coût-Avantage
ACE	Approche Coût-Efficacité
ARB	Air Resources Board
BaU	Business as Usual
CCER	Chinese Certified Emission Reduction
CCNUCC	Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques
CmR	Coût marginal de Réduction
EP	Energie Primaire
ETS	Emission Trading Schemes
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
IGCE	Industries Grandes Consommatrices d'Energie
INDC	Intended Nationally Determined Contributions
MDP	Mécanisme pour un Développement Propre
MOC	Mise en Œuvre Conjointe
MRV	Measurement, Reporting and Verification
NDRC	National Development and Reform Commission
PED	Pays en développement
PK	Protocole de Kyoto
PMA	Pays les Moins Avancés
RGGI	Regional Greenhouse Gas Initiative
SCEQE	Système Communautaire d'Échange de Quotas d'Émission
SSP	Shared Socioeconomic Pathways
TCAM	Taux de Croissance Annuel Moyen
UTCATF	Utilisation des Terres, Changement d'Affectation des Terres et Foresterie

# SOMMAIRE

---

<b>INTRODUCTION GENERALE</b> .....	1
<b>PARTIE 1 : LE DESIGN DES SYSTEMES DE PERMIS D'EMISSION NEGOCIABLES :</b>	
<b>IMPLICATIONS DES DIFFERENCES STRUCTURELLES</b> .....	13
Chapitre 1- .. Les caractéristiques-pays : un facteur décisif dans le design des systèmes de permis d'émissions négociables (ETS) .....	17
<b>1.1 La structure économique et énergétique du pays prédétermine la forme de l'ETS</b> .....	19
<b>1.2 La structure institutionnelle et les éléments de design des ETS</b> .....	36
<b>1.3 La volonté politique de long-terme influence le design futur des ETS</b> .....	58
<b>1.4 Conclusion du chapitre 1</b> .....	67
Chapitre 2- .... L'importance du point de conformité dans la construction d'un système de permis négociables .....	69
<b>2.1 L'effet secteur et le choix du point de conformité</b> .....	71
<b>2.2 L'effet-pays dans le choix du point de conformité</b> .....	85
<b>2.3 Étude de cas modélisée : le point de conformité dans le secteur électrique chinois</b> .....	94
<b>2.4 Discussion et conclusion du chapitre 2</b> .....	107
Chapitre 3- ..... Les conditions d'une extension sectorielle des systèmes de permis négociables .....	111
<b>3.1 L'intégration des transports : revue de la littérature</b> .....	114
<b>3.2 Modélisation de l'inclusion du transport routier à un ETS</b> .....	125
<b>3.3 Discussion et conclusion du chapitre 3</b> .....	140

<b>PARTIE 2 : LE LINKING DES ETS : ANALYSE A MOYEN TERME ET REGULATION DES ECHANGES INTERNATIONAUX DE PERMIS</b> .....	147
Chapitre 4- .....L'impact d'une extension géographique : quelle optimalité pour le linking des systèmes de permis négociables ? .....	151
<b>4.1 Évaluation du linking selon le triptyque : efficience, efficacité et acceptabilité</b> .....	<b>153</b>
<b>4.2 Étude de cas : modélisation d'un linking États-Unis - Chine - Europe</b> .....	<b>166</b>
<b>4.3 Discussion et conclusion du chapitre 4</b> .....	<b>181</b>
Chapitre 5- .....Analyse des mécanismes de restriction à l'échange international de permis d'émission .....	187
<b>5.1 Les perspectives offertes par les taux de conversion</b> .....	<b>189</b>
<b>5.2 Étude de cas : simulations numériques des effets de l'utilisation de taux de conversion</b> .....	<b>206</b>
<b>5.3 Analyse de sensibilité sur les hypothèses de croissance</b> .....	<b>224</b>
<b>5.4 Conclusion du chapitre 5</b> .....	<b>242</b>
 <b>CONCLUSION GENERALE</b> .....	 245
<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	251
<b>LISTE</b> .....	269
<b>ANNEXE</b> .....	273
<b>TABLE DES MATIERES</b> .....	288



# Introduction générale

---

Nous traitons, dans cette thèse, de la régulation des rejets anthropiques de gaz à effet de serre (GES) via les systèmes de permis d'émissions négociables. L'émission de GES est une externalité négative durable de l'activité productive humaine, en ce sens qu'elle altère le système terrestre et la capacité productive future (Crutzen, 2002). En effet, dans la théorie économique l'environnement est considéré comme un facteur de production : un capital naturel qui fournit des ressources, absorbe les déchets produits et assure le bon fonctionnement des écosystèmes (Nordhaus, 1974; Solow, 1974). Or comme la plupart des biens publics mondiaux, la ressource commune qu'est l'environnement écologique souffre d'une surexploitation créatrice d'un conflit entre intérêt individuel et bien collectif (voir La tragédie des biens communs, Hardin, 1968). 4

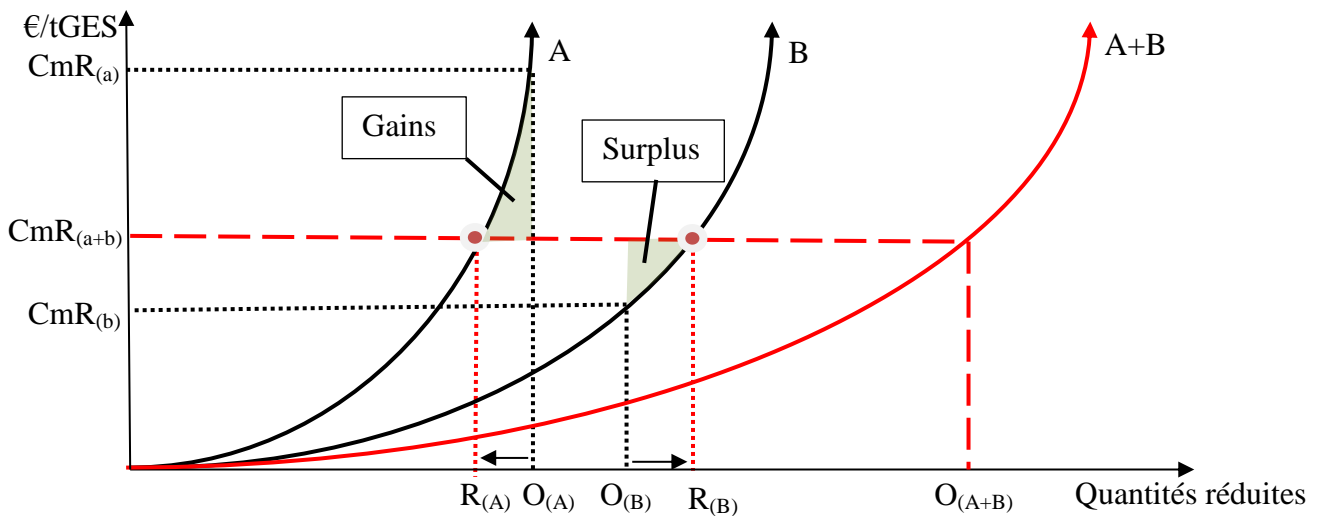
Ainsi, pour maximiser le bien-être global des sociétés humaines, plusieurs auteurs (Pigou, 1920; Porter, 1982; Prest and Turvey, 1965) ont conclu qu'il convient de réguler les externalités négatives tant que le coût de la réduction de la pollution est plus faible que le coût de la pollution elle-même. On parle alors d'analyse coût-avantage (ACA) du problème. L'ACA permet de définir un « optimum de pollution », qui correspond à l'égalisation du coût marginal du dommage avec le coût marginal de sa réduction. L'intérêt de ces analyses tient au fait qu'elles constituent un modèle de rationalité dans lequel la dimension temporelle est prise en compte. Toutefois, il est dans de nombreux domaines difficiles, si ce n'est impossible, de fournir une évaluation marchande des biens collectifs environnementaux et il n'existe pas de consensus sur le taux d'actualisation à appliquer pour avoir une évaluation monétaire des problèmes futurs (Pearce, 1998). La réflexion économique bascule donc, dans bien des cas d'une ACA à une analyse coût efficacité (ACE). Il ne s'agit plus de définir l'objectif optimal de réduction de l'externalité, mais plutôt d'explorer les moyens permettant l'efficacité économique pour atteindre un objectif fixé par les pouvoirs publics. Le niveau d'émission de GES est alors une donnée exogène supposée découler d'une décision politique informée par les sciences de la nature. Les économistes apportent une réflexion sur la marche à suivre pour mettre en place la politique à moindre coût (Baumol and Oates, 1971).



Cette thèse s'appuie sur cette seconde approche à travers l'approche coasienne de la gestion des externalités. Coase (1960) conclut que le problème de pollution doit être examiné à la fois du point de vue du gain total et du point de vue du gain marginal. La source de la défaillance du marché provient, selon lui, d'une insuffisante définition des droits de propriété. Le droit de rejeter des déchets dans l'environnement peut dans certains cas être tout autant un droit de propriété que le droit d'extraire des ressources naturelles. Mais si les droits privés ne sont ni limités ni attribués, ils seront surexploités. En ce sens, l'atmosphère ne doit pas être considérée comme une chose sans propriété (un « res nullius ») avec un libre accès pour quiconque souhaite déposer du CO<sub>2</sub> ou tout autre GES (IPCC, 2013). Coase préconise ainsi de restreindre les droits privés d'utilisation des ressources naturelles, qu'ils soient des droits de prélèvement ou des droits à injecter. Dales (1969) puis Montgomery (1972) reprennent cette idée et fournissent une définition plus élaborée de ce que nous appellerons les « permis d'émissions négociables », émis par une autorité publique et distribués (gratuitement ou aux enchères) aux acteurs économiques. Il y a alors une certitude ex ante sur la limitation des émissions effectuées par les entreprises, car le montant maximum de rejet de GES est défini par le nombre de permis distribués. Ces droits de propriété peuvent ensuite être échangés entre les entités, d'où la création d'un marché. Il y a ainsi un libre fonctionnement du marché sur lequel les parties prenantes sont libres de choisir entre réduire leurs rejets de polluant ou/et acheter des droits à polluer. Les entreprises effectuent donc un arbitrage entre leur coût marginal de réduction et le prix du droit à polluer sur le marché.

Ce mécanisme est coût-efficace car il permet d'engager en priorité les mesures les moins coûteuses grâce à une égalisation des coûts marginaux de réduction (CmR) de toutes les entités réglementées (illustration dans le Graphique 1). À l'objectif de réduction (O) donné pour chaque entité A et B, correspond un coût pour la dernière tonne de GES réduite. La mise en place d'un marché des permis permet à A d'acheter à B le droit d'émettre plus de gaz à effet de serre. L'entité A va acheter des permis jusqu'à égalisation des coûts marginaux de réduction, équivalents au CmR(a+b). Elle aura dans ce cas effectué un gain (surface verte dans le graphique). L'entité B, quant à elle, va vendre des permis et réalise un bénéfice matérialisé par la partie verte nommée surplus dans le graphique. L'entité A diminue ainsi son coût de mise en conformité avec la réglementation et B bénéficie d'une rente issue de la vente de permis. En définitive, il y a un gain économique pour les deux acteurs réglementés et pour le système dans son ensemble.

**Graphique 1 : équilibre des CmR dans un marché de permis d'émissions négociables**



Source : illustration tirée d'un cours d'économie environnementale de Patrick Criqui

L'ensemble de nos simulations réalisées dans cette thèse reposent sur ce background théorique dont le principe est l'égalisation des CmR, précepte de ce que l'on appelle, plus communément, un système de permis d'émissions négociables (nous utiliserons tout au long de cette thèse l'acronyme anglais ETS pour « Emission Trading System »).

### **CONTEXTUALISATION ET PROBLEMATISATION DE LA THESE**

Notre travail s'appuie donc sur une approche coût-efficace. Ce choix est d'autant plus robuste que les pays ont déterminé des objectifs nationaux de réductions de leurs émissions de GES pour la conférence de Paris (COP 21). En ce sens, nous étudions la perspective de développement des systèmes de permis négociables pour le CO<sub>2</sub>. Ces systèmes ont été promus comme mécanisme de contrôle des émissions GES lors du Protocole de Kyoto, en 1997 et ne cessent depuis les années 2000 de se déployer dans le monde. L'intérêt d'utiliser les ETS comme des instruments coût efficace de gestion des émissions de gaz à effet de serre est affiché. En effet, cette dynamique de développement des systèmes de permis négociable est soutenue par l'article 6 de l'Accord de Paris qui prévoit explicitement le transfert des engagements d'atténuation entre les parties prenantes.

Si la situation actuelle est favorable à l'utilisation des ETS dans la réduction des émissions de GES, certains éléments contextuels empêchent cependant leur pleine efficacité théorique. En effet, le basculement récent d'une volonté de gouvernance globale et centralisée des émissions de GES à une volonté de coordination des actions et des engagements

déterminés nationalement soulève des difficultés dans l'atteinte de l'optimum économique. En d'autres termes, l'échec de la conférence de Copenhague en 2009 avait marqué le passage d'une logique top-down à une logique bottom-up et il a fait naître une répartition dispersée de pouvoirs dans l'adoption de politiques environnementales. De fait, aucune homogénéité n'est recherchée dans la conception de ces mécanismes de réglementation et les choix structurels sont dépendants de multiples facteurs territoriaux et politiques. Dans cette logique de gouvernances climatiques polycentriques et multiniveaux, on assiste à une multiplication des marchés locaux et sectoriels du carbone. Le développement des dix-neuf systèmes de permis négociables en fonctionnement à l'heure actuelle se fait donc de manière partielle et fragmentée, contrairement à ce que préconise la théorie économique. En définitive, l'approche de gouvernance polycentrique et bottom-up, confirmée lors de la conférence de Paris (COP 21), conduit à une construction des ETS qui n'est ni homogène, ni mondiale, ni intégrale, empêchant ainsi l'optimalité du mécanisme ; ce qui nous amène à articuler notre thèse autour de la problématique suivante :

*Dans quelles mesures des systèmes de permis négociables fragmentés et contingents aux contextes politico-économiques des pays peuvent-ils apporter, à l'heure actuelle, des améliorations en termes d'efficacité économique, d'efficacité environnementale et d'acceptabilité politique pour la mise en œuvre des politiques de réduction des émissions des gaz à effet de serre ?*

## METHODE D'ANALYSE

Cette thèse concentre son analyse sur la structure des systèmes de permis d'émissions négociables. Nous retenons deux types d'évolutions majeures possibles pour un ETS : la modification de son design sectoriel et l'élargissement géographique de son marché. En ce sens, ce manuscrit s'inscrit dans la lignée des travaux de recherche effectués ces dernières années par Queminn (2017) et Gavard (2013) sur le design des ETS et leurs liaisons à l'international.

Le design des systèmes de permis négociables fait référence aux choix structurels pris par les gouvernements dans la construction de cet outil de régulation des émissions de GES. Dans un premier temps, nous définissons les critères déterminants de la construction des ETS. Cela nous permet d'expliquer le design des systèmes de permis négociables et de fournir des recommandations sur leur évolution future. Il est aujourd'hui indispensable de réaliser cet examen structurel des ETS, car la définition de leur périmètre sectoriel et des entités réglementées n'est ni harmonisée ni figée dans le temps. La théorie prône l'augmentation du nombre de participants au marché, donc l'élargissement du périmètre, mais nous nuancions cette préconisation. La prise en compte des questions d'efficacité environnementale et d'acceptabilité politique nous amène à tirer des conclusions plus robustes concernant l'évolution structurelle des systèmes de permis d'émissions négociables dans le contexte actuel. Rajouter ces deux dimensions au critère d'efficacité économique offre ainsi de nouvelles perspectives théoriques relatives au design des ETS. La nécessité d'avoir une segmentation sectorielle et une construction simultanée de plusieurs marchés du carbone à l'intérieur d'une même juridiction est le premier apport de notre thèse.

L'extension géographique se rapporte au linking d'un système avec un autre système. Les entités réglementées auront ainsi accès aux permis du marché partenaire. L'analyse de ces possibles élargissements est nécessaire à l'heure où le nombre des ETS augmente d'année en année, où les perspectives d'approfondissement des systèmes sont discutées, où les négociations de permis intersystèmes sont de plus en plus nombreuses et où l'Article 6 de l'Accord de Paris prévoit la possibilité d'un transfert des engagements d'atténuation entre les parties prenantes. Des échanges pourraient ainsi être utilisés pour répondre aux objectifs de réduction des émissions pris par les États lors de l'Accord (à travers leurs INDC - Intended Nationally Determined Contributions).

Pour réaliser notre analyse du linking inter-systèmes, nous définissons tout d'abord les résultats économiques, environnementaux et politiques attendus des échanges de permis entre les ETS. Cela nous permet de confirmer l'intérêt global du commerce international de permis d'émission. Cependant, nous constatons la possibilité de blocages institutionnels soulevés par des pertes de bénéfices locales. Nous concluons que ces obstacles politiques peuvent être dépassés par la mise en place de mécanismes de restriction aux échanges. Notre choix méthodologique, qui repose sur le triptyque mentionné plus haut d'efficacité économique, d'efficacité environnementale et d'acceptabilité politique permet une nouvelle fois de renforcer l'analyse théorique. La contribution majeure de notre travail de recherche est la détermination des conditions d'échange garantissant une amélioration simultanée des trois critères cités précédemment par rapport à une situation sans linking.

En définitive, notre méthode s'appuie sur une phase initiale d'identification et de cadrage de la problématique actuelle des marchés de permis dans les deux caractéristiques structurelles que sont l'amplitude sectorielle et l'étendue géographique. Cette première analyse est réalisée à travers les critères économiques, environnementaux et politiques.

En ayant toujours comme base de réflexion ce triptyque, nous apportons ensuite des recommandations théoriques sur les modifications concernant la structure des ETS. Pour produire ce travail de recherche et nos conclusions, nous nous sommes appuyés (i) sur des analyses empiriques relatives aux systèmes de permis négociables en fonctionnement en Europe, en Chine et aux États-Unis. À partir d'une réflexion néo-institutionnaliste nous avons étudié les caractéristiques de ces marchés. Nous réalisons également (ii) des travaux de prospective économique et de modélisation à l'horizon 2030 pour d'éventuels ETS nationaux chinois, américain et européen ; exécutés à l'aide du modèle bottom-up, POLES. Le modèle procède par simulation récursive : la dynamique est donnée à partir du point initial, puis d'année en année, par les ajustements progressifs des variables d'offre et de demande, d'une part, et de prix, d'autre part. POLES est basé sur une construction modulaire (décomposée en secteur) du système mondial. À partir de cet ensemble de modules, il crée une simulation du système énergétique en équilibre partiel. Nous réalisons également (iii) une description analytique du fonctionnement des ETS dans le cadre de la mise en place d'accord de linking entre des systèmes de permis négociables. L'analyse repose sur le principe d'équilibrage des coûts marginaux de réduction.

## PRESENTATION DES CHAPITRES

Notre thèse est divisée en deux parties qui examinent les avantages et difficultés d'une adaptation structurelle des ETS aux contextes nationaux spécifiques.

**La première partie** traite la question de la couverture sectorielle. Nous définissons les principaux éléments susceptibles d'influencer la construction des ETS. Nous analysons ensuite l'impact de certains de ces choix sur l'efficacité environnementale, l'efficacité économique et l'acceptabilité politique de l'ETS. Dans la seconde partie, nous examinons l'extension géographique. Après avoir révélé les principaux obstacles au linking des systèmes de permis négociables, nous cherchons à évaluer l'intérêt des mécanismes de restriction à l'échange de permis pour dépasser ces obstacles. Ci-après une présentation plus détaillée des chapitres présents dans chaque partie.

**Le chapitre 1** étudie des systèmes de permis négociables actuellement en fonctionnement : l'ETS européen, les programmes pilotes chinois et l'ETS californien. Nous avons retenu des systèmes dans les trois régions les plus émettrices de gaz à effet de serre au Monde. Le SCEQE qui, au titre de son importance et de sa mise en avant dans la lutte contre les émissions de GES en Europe, est incontournable. L'ETS de la Californie qui est le premier État fédéral des États-Unis à mettre en place un système juridiquement contraignant de plafonnement et d'échange de permis. Les cinq villes et trois provinces chinoises qui servent de test avant la construction d'un système national. L'intérêt est d'autant plus grand, qu'au-delà de l'examen de la situation des trois plus importants émetteurs de GES, il oppose des systèmes géographiquement éloignés, mais aussi politiquement, culturellement et économiquement hétérogènes. S'ajoutent à cela les différences dans le positionnement dans la hiérarchie administrative : tandis que le système européen de quotas négociables se situe au niveau d'un ensemble d'États membres d'une communauté, les systèmes californien et chinois se placent à un rang sous-national, État fédéral et provinces.

À partir d'études empiriques sur ces ETS (Jiang et al., 2016; Munnings et al., 2016; Schmalensee and Stavins, 2015) et à travers une analyse néo-institutionnelle de leur environnement (Eucken, 1992), nous déterminons quelles sont les principales caractéristiques économique-énergétiques des pays expliquant le design des ETS. Ce travail de recherche est primordial pour comprendre le rôle des facteurs politiques et institutionnels dans la construction des systèmes de permis négociables. Ce chapitre permet également de mettre en exergue les distinctions structurelles majeures nécessitant d'être approfondies.

**Le chapitre 2** se concentre sur la localisation du point de conformité dans la construction des ETS. L'objectif de ce chapitre est de relier les caractéristiques sectorielles et géographiques à la sélection des entités réglementées dans le système de permis négociables. Selon la théorie coasienne, le choix du point de conformité n'a pas d'incidence sur l'efficacité globale du système. Cependant, nous démontrons que dans le contexte actuel, où tous les pays et tous les secteurs ne sont pas inclus dans un marché du carbone unique, le choix du périmètre et donc des entités impliquées influence l'efficacité économique comme les moyens utilisés pour parvenir à l'objectif de réduction. Pour confirmer cette assertion, nous analysons les travaux théoriques sur le point de conformité (Bushnell et al., 2014; Hobbs et al., 2010; Raux et al., 2015; Wadud, 2011). Nous réalisons également une étude de cas à partir d'une modélisation du système de permis négociables chinois, effectuée avec le modèle POLES. Cet outil offre un niveau de détail et un portefeuille de technologies pour la production d'électricité pertinents pour notre étude.

Ce chapitre propose deux apports principaux. Le premier est méthodologique, car il permet de synthétiser et lier les différents travaux portant sur la question du point de conformité. Nous réfléchissons à partir d'une analyse de cycle de vie du produit (extraction, production, distribution, consommation) grâce à laquelle nous pouvons comparer les diverses contributions sur le sujet. Le second apport est interprétatif puisque nous faisons apparaître un ensemble de critères structurels et politiques influençant le choix du point de conformité. Nous démontrons l'importance de la dimension sectorielle et de l'effet pays dans cette décision.

**Le chapitre 3** évalue les conséquences économiques, politiques et environnementales d'une inclusion du secteur transport dans un système initialement restreint aux secteurs industriels et électricité. À partir d'une analyse empirique (European Commission, 2017; Zhang and Lin, 2018; Zimmer and Koch, 2017) et d'une synthèse des travaux de recherche concernant le design des ETS (Heinrichs et al., 2014; Wu et al., 2017), nous apportons des conclusions plus robustes concernant la régulation des émissions du secteur transport et l'introduction de ces émissions dans un marché carbone. À partir des simulations réalisées avec l'outil Carbon Market Tool (CMT), nous reproduisons un système européen, américain et chinois. Le CMT détermine le prix d'équilibre et les flux des permis sur un marché à partir d'une péréquation des courbes sectorielles de coût marginal de réduction (CmR), produites par le modèle POLES. Ce travail vient compléter le rapport de l'I4CE et al. (2015) sur le marché européen puisqu'il fournit une analyse des conséquences de l'inclusion du secteur

routier dans un ETS commun à l'industrie et à l'électricité dans les cas chinois et américain. Il permet de confirmer que les conclusions sont similaires pour d'autres pays, malgré des structures économiques différentes.

Nous concluons qu'un marché du carbone commun aux secteurs de l'industrie, de l'électricité et du transport est susceptible de soulever trois difficultés majeures dans le contexte actuel d'une extension régionale incomplète des ETS. Un système unique risque en particulier de créer des effets de lock-in de carbone dans le secteur du transport, de créer des pertes de compétitivité importantes pour l'industrie et d'engendrer des fuites de carbone. Ces répercussions risquent de réduire l'efficacité du système de permis négociables plutôt que de le renforcer, c'est pourquoi nous parvenons à la conclusion de nécessité d'une segmentation sectorielle des ETS. A ce jour, avoir des prix du carbone différenciés par secteur semble préférable d'un point de vue politique et environnemental.

\*

**Dans la deuxième partie, le but du chapitre 4** est de développer un cadre pour l'évaluation globale des opportunités et des freins attendus d'une connexion (linking) entre deux ou plusieurs systèmes de permis négociables. Il vise ainsi à contribuer au débat sur la mise en place du linking entre des systèmes de permis négociables nationaux et régionaux, comme forme de coordination internationale pour la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Bien que la littérature économique ait tendance à mettre en avant les arguments coût-efficacités au linking, il est nécessaire de reconnaître une plus grande variété de raisons pouvant influencer la volonté de relier les systèmes.

Pour évaluer l'impact économique, environnemental et politique du linking entre ETS, nous nous basons sur la littérature académique (Flachsland et al., 2009; Haites and Mehling, 2009; Jaffe et al., 2009; Ranson and Stavins, 2013) et sur un travail de simulation. À partir d'un modèle mondial régionalisé de simulation du système énergétique en équilibre partiel, le modèle POLES, nous avons construit 22 scénarios de linking entre l'Europe, la Chine et les États-Unis intégrant ou non les transports. Avoir deux types de configuration sectorielle nous permet d'examiner l'impact d'une modification du design des systèmes sur les prix et les flux de permis internationaux. En ce sens, nos simulations se distinguent des travaux de Gavard et al. (2011) et Xu et al. (2015) qui se concentrent sur le secteur électrique. Nous confrontons ensuite les résultats de la littérature avec nos modélisations afin de définir les obstacles majeurs à l'acceptabilité politique d'un linking entre ces systèmes de permis négociables.



Nous tirons de l'analyse de la littérature théorique l'identification des principaux éléments susceptibles d'influencer l'efficacité environnementale, l'efficience économique et l'acceptabilité politique du linking. Le travail de modélisation nous permet de mettre en exergue les principaux avantages et les pertes liés aux échanges entre pays disposant de coûts marginaux de réduction (CmR) sensiblement différents : en particulier la Chine par rapport aux États-Unis et à l'Union européenne.

**Le chapitre 5** analyse la mise en place de mécanismes pour limiter l'échange de permis entre des ETS. Contrôler les transferts internationaux de permis est nécessaire, dans la mesure où aujourd'hui les objectifs et les choix des gouvernements ne sont ni homogènes ni poussés par une motivation globale, alors que les incitations politiques à créer des accords d'échanges sont faibles. Nous étudions en particulier l'impact de restrictions via des taux de conversion dans le cadre de coopérations bilatérales et multilatérales. Pour ce faire, nous synthétisons, à partir des articles académiques (Forner and Jotzo, 2002; Førsund and Nævdal, 1998; Holland and Yates, 2015; Montgomery, 1972; Rehdanz and Tol, 2005), les apports de l'instauration de taux de conversion dans le cadre du linking des systèmes de permis négociables. Nous effectuons une description analytique du linking des ETS avec la mise en place de mécanismes de restriction. Les calculs d'équilibre de marché sont réalisés à travers un outil d'égalisation des courbes de coût marginal de réduction que nous avons développé sous Mathematica. Cette réflexion analytique fait suite aux travaux de Lazarus et al. (2015) et Quemin and de Perthuis (2017), mais s'en distingue notamment sur le fonctionnement des mécanismes de restriction aux échanges.

Nous réalisons ensuite une étude de cas similaire à l'analyse effectuée dans le cadre de l'initiative « Networked Carbon Markets » de la Banque Mondiale par Cail et Cassisa (2016) pour une liaison Corée du Sud – Europe. Nous examinons à travers des simulations les effets de ces restrictions sur la variation du coût total et des coûts nationaux ainsi que sur l'évolution des quantités totales réduites et sur les flux de permis entre les juridictions, lors de linking bilatéraux ou multilatéraux entre la Chine, les États-Unis et l'Union européenne. Ces cas d'étude nous permettent de tirer des conclusions quant aux avantages économiques, environnementaux et politiques d'une mise en place de tels mécanismes. Nous terminons par une analyse de sensibilité de nos résultats aux hypothèses de PIB des trois pays à 2030.

L'apport de ce chapitre réside dans sa capacité à définir les conditions permettant aux taux de conversion d'améliorer les résultats de l'échange pour toutes les parties prenantes au système. Nous démontrons que ces mécanismes de restriction peuvent être des outils efficaces pour réduire le coût total de la politique climatique par rapport à une segmentation géographique des marchés. Ceci, permet en outre une meilleure répartition des gains économiques à l'échange entre les différents partenaires. Il est même possible, dans certains cas, d'avoir simultanément une augmentation des objectifs globaux de réduction.

En définitive, nous avons choisi de décomposer notre travail en deux parties. La première traite du design des systèmes de permis négociables et la seconde des liaisons entre ces systèmes. Nous étudions donc de manière générale l'extension des ETS, qu'elle soit sectorielle ou géographique. Pour ce faire, nous appuyons notre réflexion sur une analyse des travaux empiriques puis réalisons un travail de modélisation afin d'évaluer les différents impacts économiques, structurels et politiques de ces extensions.



# Partie 1 : Le design des systèmes de permis d'émission négociables : implications des différences structurelles

---

Les systèmes de permis négociables (ETS<sup>1</sup>) suscitent un intérêt grandissant. Après les deux premières phases de fonctionnement du Système Communautaire d'Echange de Quotas d'Emission (SCEQE – ETS européen), l'idée d'avoir recours au marché pour répondre à la hausse des émissions de GES a commencé à se diffuser dans les pays de l'OCDE, mais également dans les pays en développement. À ce jour, on recense dix-neuf programmes en fonctionnement et les perspectives de déploiement de ce mécanisme de marché semblent encore plus importantes. Des projets sont à l'étude au Brésil, Chili, Mexique, Thaïlande, Turquie, mais également à des niveaux sous-nationaux tels que les provinces de la Nouvelle-Écosse au Canada ou de l'État de Washington aux États-Unis (ICAP, 2017).

## **Encadré 1 : Les dix-neuf systèmes de permis négociables en fonctionnement**

En Amérique du Nord, sont présents les systèmes californiens, québécois, de l'Ontario ainsi que le RGGI (Regional Greenhouse Gas Initiative). Le 1<sup>er</sup> janvier 2013, la Californie et le Québec sont les premiers État et province du continent américain à mettre en place un ETS. Un an plus tard, les deux systèmes ont décidé de lier leur marché pour permettre l'échange de quotas. En janvier 2018, l'Ontario relie également son ETS à ces deux systèmes, un an après sa création. Ils font, tous les trois, partie du Western Regional Climate Action Initiative (WCI) qui a pour but de développer un marché du carbone nord-américain. S'ajoute à cela, le RGGI qui est une coopération entre le Connecticut, Delaware, Maine, Maryland, Massachusetts, New Hampshire, New York, Rhode Island et Vermont pour plafonner et réduire les émissions de CO<sub>2</sub> du secteur électrique.

En Europe, la Suisse, qui depuis 2013 dispose d'un ETS en fonctionnement, semble suivre le chemin de l'Islande, de la Norvège et du Liechtenstein, en cherchant à intégrer le marché de permis régional de l'UE. Même si un accord a été trouvé en janvier 2016, celui-ci n'a pas encore été signé et ratifié par les deux parties.

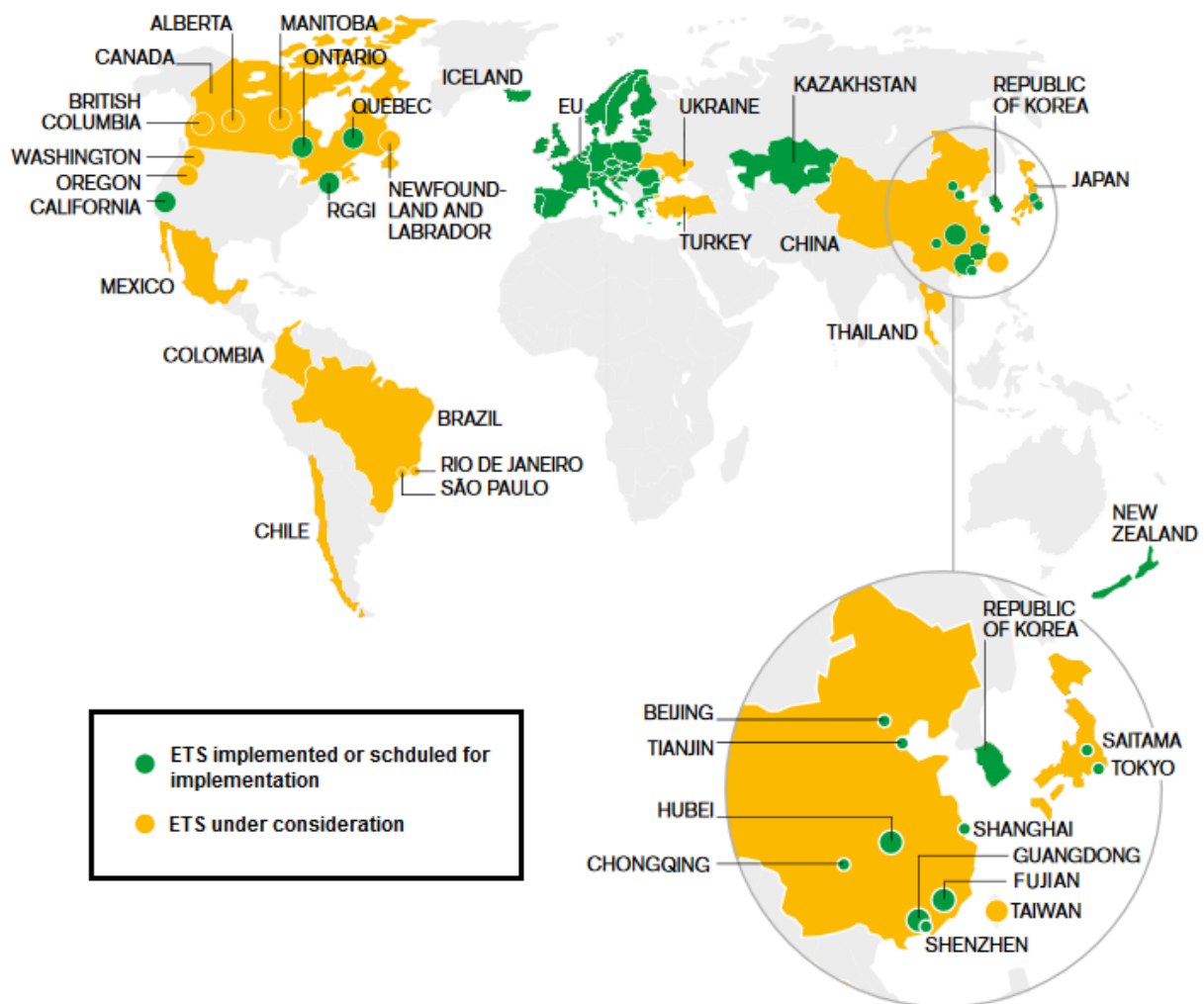
---

<sup>1</sup> L'acronyme anglais « ETS » signifiant Emission Trading Schemes (système d'échange d'émissions) sera utilisé tout au long cette thèse pour désigner les systèmes de permis d'émissions négociables.

En Asie, à la suite des deux villes japonaises (Saitama et Tokyo), le Kazakhstan, la Corée du Sud et huit provinces et municipalités chinoises ont créé leur système de permis négociables. En fonctionnement comme des programmes tests, les systèmes sous-nationaux chinois devraient fusionner ou être intégrés dans un système global fédéral à l'horizon 2020.

Le marché néo-zélandais de permis négociables reste le seul marché en Océanie, après l'abandon du projet par l'Australie à la suite du changement de gouvernement.

**Figure 1 : Cartographie des ETS en place et en construction dans le Monde**



Source : À partir du (World Bank et al., 2016) avec modifications de l'auteur

Tous ces systèmes sont construits à partir d'une base commune, mais ne sont pas identiques. Les différences dans les options structurelles, les méthodes d'intégration des émissions d'un secteur dans l'ETS et les projets d'élargissement sectoriel nous donnent autant de configurations qu'il existe de systèmes de permis négociables. L'objectif de cette partie est d'expliquer les raisons ayant justifié les choix de design pris par les gouvernements, d'évaluer

l'efficacité de certains de ces choix et d'estimer la viabilité politique d'évolutions du design prônées par la théorie. Pour cela, nous nous appuyons sur (i) des analyses empiriques des marchés du carbone existants en Europe, en Chine et aux États-Unis, (ii) des analyses théoriques des mécanismes de permis négociables et (iii) des modélisations à l'horizon 2030 d'ETS nationaux chinois, américains et européens. L'intérêt de ce travail est de mettre en exergue les critères déterminant de la construction des ETS afin d'en apporter les explications et de fournir des recommandations sur l'évolution de leur design.

Dans un premier chapitre, nous comparons la structure des marchés californien, européen et des huit programmes pilotes chinois. À partir de cette confrontation et dans le cadre d'une analyse néo-institutionnelle, nous déterminons quelles sont les principales caractéristiques économique-énergétiques des pays expliquant le design des ETS. Ces liens entre la structure des pays et leur système de permis négociables, nous permet d'appuyer la nécessité d'un design de l'ETS conforme à son environnement global pour garantir son fonctionnement. Dans le deuxième chapitre, nous concentrons notre analyse sur un élément de design : la localisation du point de conformité. Nous examinons les facteurs influençant le choix du point de conformité et les conséquences d'une gestion des émissions directes ou indirectes liées à un secteur. À travers cette question, nous traitons du fonctionnement d'un système de permis négociables dans le cas particulier de la Chine dont l'économie est encore fortement contrôlée et le principe de liberté du marché est en construction. Nous confirmons et justifions ainsi que l'adaptation de l'ETS au contexte politico-économique est non seulement nécessaire, mais également possible et viable. Dans le troisième chapitre, nous traitons de l'inclusion d'un nouveau secteur dans les marchés du carbone, à partir des critères d'efficacité environnementale, d'efficacité économique et d'acceptabilité politique. Ajouter cette dernière variable nous amène à tirer des conclusions plus robustes offrant de nouvelles perspectives théoriques sur l'extension sectorielle des ETS. Ainsi, l'adaptation des marchés est également décisive pour qu'ils voient le jour et perdurent. En définitive, les formes que prennent les systèmes de permis négociables sont dépendantes de critères économiques, politiques et structurels que nous mettons en exergue dans cette partie.



## **Chapitre 1- Les caractéristiques-pays : un facteur décisif dans le design des systèmes de permis d'émissions négociables (ETS)**

Ce chapitre examine les principaux facteurs économiques et structurels des pays expliquant le design des systèmes de permis négociables. Pour cela, nous examinons les systèmes en place au sein des trois plus grands émetteurs de GES au Monde : la Chine, les États-Unis et l'Union européenne. À savoir, nous prenons comme référence les huit programmes pilotes en fonctionnement dans les provinces et municipalités chinoises, l'ETS californien et le système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE) européen. L'accent sera mis sur les choix opérés par les gouvernements et instances décisionnelles dans la construction de leur marché. Cette étude permettra de révéler les caractéristiques explicatives des similitudes et différences dans la structure des dix systèmes cités précédemment.

L'intérêt est d'autant plus grand, qu'au-delà de rassembler les trois plus importants émetteurs de GES, il oppose des systèmes différents du point de vue de leur positionnement dans la hiérarchie administrative : tandis que le système européen de permis négociables se situe au niveau d'une régionalisation d'États, les systèmes californien et chinois se placent à un rang sous-national, État fédéral et provinces, voir même local avec des systèmes municipaux. Il convient de souligner que ces distinctions ne modifient en rien l'objectif commun de gestion des émissions anthropiques de GES, mais qu'elles sont, pour partie, à l'origine des choix structurels définissant les marchés. Nous n'occultons pas l'importance des enjeux politiques dans la prise de décision et avons conscience que la construction des ETS est le résultat d'une volonté politique ; cependant cela ne remet pas en question le rôle qu'ont également les critères économique-institutionnels dans le design des marchés de permis d'émission. Le but de ce chapitre est d'apporter un éclairage sur les raisons des distinctions et proximités structurelles des ETS dans le but de faire ressortir les points déterminants du design et trois problématiques fondamentales qui sont l'ossature de nos chapitres 2, 3 et 4 : la question de la localisation du point de conformité, celle de l'élargissement sectoriel d'un système de permis négociables et la problématique du linking des systèmes de permis négociables.



L'intérêt de ce travail est de relier les structures économique, énergétique et institutionnelle aux choix de design effectués par les gouvernements en charge de la construction des systèmes de permis négociables. Les ETS ne sont pas homogènes et leur design est dépendant de la situation globale des zones administratives auxquelles ils appartiennent. Nous analysons ces spécificités techniques en relation avec leur environnement. Pour cela, le chapitre est divisé en trois sections. La première examine les caractéristiques économiques et énergétiques de la Chine, des États-Unis et de l'Union européenne afin de mettre en exergue les facteurs influençant la structure des ETS. La deuxième section révèle les différences dans les caractéristiques fondamentales des systèmes de permis négociables en fonctionnement dans ces régions ; expliquées par les particularités institutionnelles. Dans la dernière section, nous analysons la viabilité et les perspectives de développement de ces systèmes, car leurs évolutions structurelles futures sont également le résultat d'adaptation aux problématiques de marché.

## **1.1 La structure économique et énergétique du pays prédétermine la forme de l'ETS**

À partir d'une analyse empirique, nous étudions la structure économique et énergétique de la Chine, de l'Union européenne et des États-Unis afin de comprendre le profil de leurs émissions de gaz à effet de serre. Nous examinons plus particulièrement les huit provinces et municipalités chinoises contribuant au programme pilote d'ETS afin de mettre en exergue leur rôle dans l'économie du pays et les raisons ayant justifié leur participation. L'objectif de cette section est d'apporter une base de lecture des choix de design effectués par les gouvernements dans la construction de leurs systèmes de permis négociables.

### **1.1.1 Structure économique**

Tel qu'estimé par le FMI, le PIB chinois en parité de pouvoir d'achat (ppa) est le plus important au Monde depuis 2014. En 2016, les PIB ppa de la Chine, de l'Union européenne et des États-Unis étaient respectivement de 21 451, 20 377 et 18 624 milliards de dollars (World Bank, 2017a). Nous parlons donc d'économies avec des niveaux de richesse comparables. C'est le point de départ de notre thèse : toutes nos modélisations et analyses réalisées dans ce manuscrit vont porter sur ces trois pays qui représentent chacun d'eux entre 16% et 18% du PIB mondial soit plus de la moitié à eux trois. Toutefois, même s'ils ont des produits intérieurs bruts similaires, ils sont à des étapes de développement différentes et leur économie repose sur des secteurs et des modèles industriels distincts. Ces particularités nationales ou régionales vont influencer les résultats de nos analyses et renforcer la pertinence de nos recommandations.

La Chine est dans une phase de rattrapage économique et malgré une production de richesse supérieure à celle de l'Europe et des États-Unis, son PIB ppa par habitant est encore bien plus faible. Pour l'année 2016, ils étaient respectivement de 15 559\$, 39 838\$ et 57 638\$ (World Bank, 2017b). Avec une population de 1,378 milliards d'individus comparés aux 511 millions et 323 millions d'habitants en Europe et aux États-Unis (World Bank, 2017c), le niveau de vie moyen en Chine est plus faible. On note toutefois un écart qui se réduit rapidement, en 1990 la différence était de 1 pour 15 et 25 tandis qu'aujourd'hui ces PIB ppa par tête ne sont que 2 à 4 fois plus importants. Les pays sont donc à des niveaux de développement différents qui vont influencer notamment leur structure économique.

Selon les données de 2016 du bureau national des statistiques de la Chine, l'agriculture représentait moins de 10% du PIB chinois, tandis que les secteurs secondaire et tertiaire représentaient respectivement 40% et 50% (National Bureau of Statistics of China, 2016). Le développement du secteur des services en Chine a été limité, notamment car le pays a mis l'accent sur les exportations de produits manufacturés. En effet, elle est aujourd'hui un leader mondial de la production industrielle dans l'exploitation minière, la production de métaux transformés, de ciment, de charbon, de produits chimiques et d'engrais. Elle est également un chef de file dans la fabrication de machines, de textiles, de vêtements et devient un constructeur automobile, de train, de navires, d'avions et même de véhicules spatiaux, tels que les satellites, de plus en plus dominant. L'importance des secteurs primaire et secondaire diminue le rôle des services dans le PIB. Les services occupent une place plus faible dans l'économie du pays que ce que l'on observe en moyenne pour les pays développés et en développement. C'est l'une de ses spécificités par rapport à l'UE et aux États-Unis, dont l'économie repose au trois quarts sur le secteur tertiaire.

L'agriculture, l'industrie et les services représentent respectivement 1%, 20% et 79% du PIB américain en 2016. Les principales activités industrielles du pays sont la construction, la fabrication de produits chimiques, de machines électriques et électroniques puis viennent les entreprises de l'agroalimentaire et de l'automobile (Bureau of Economic Analysis, 2017a). La situation est approximativement similaire pour l'UE avec 1,5% du PIB généré par l'agriculture, 25% par l'industrie et 73,5% par les services (European Central Bank, 2017). La base industrielle de l'UE comprend la production de métaux ferreux et non ferreux, de produits chimiques, de produits pharmaceutiques, d'aérospatiale, de transport ferroviaire...

**Tableau 1 : Part de chaque secteur dans le PIB des pays**

	<b>Chine</b>	<b>États-Unis</b>	<b>Européen</b>
Primaire	10%	1%	1,5%
Secondaire	40%	20%	25%
Tertiaire	50%	79%	73,5%

*Sources : (Bureau of Economic Analysis, 2017a; European Central Bank, 2017; National Bureau of Statistics of China, 2016)*

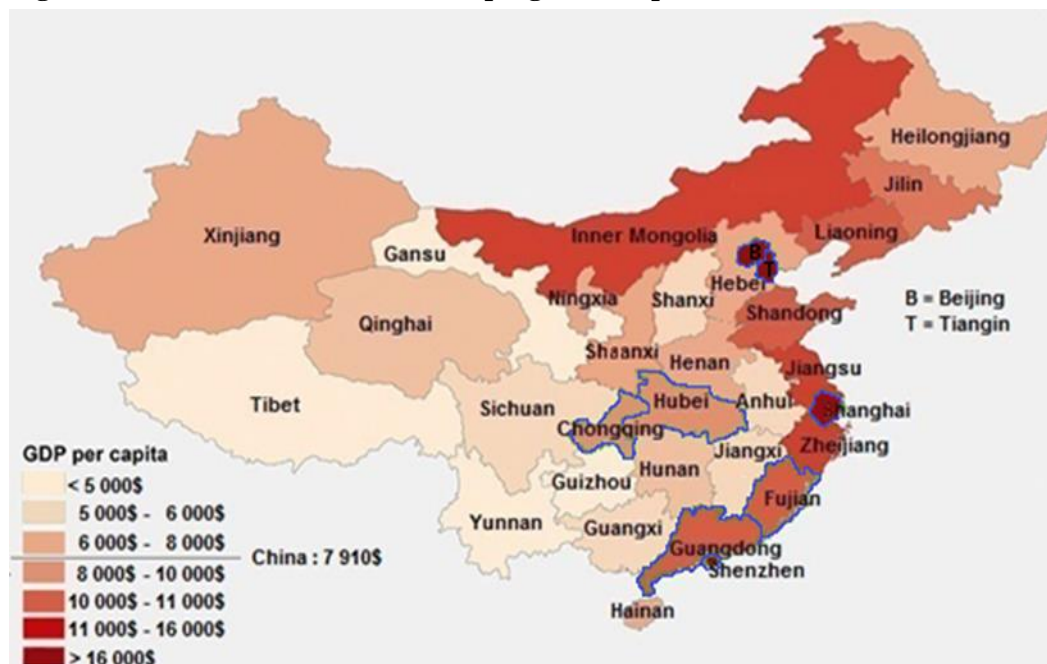
En définitive, la Chine, les États-Unis et l'Europe se situent à des niveaux de production de richesse similaires, mais disposent de structures économiques différentes. Cela va influencer la quantité totale d'énergie consommée par le pays, mais également définir les secteurs les plus énergivores.

## Encadré 2 : Analyse des provinces et municipalités chinoises et de la situation californienne

Nous spécifions dans cet encadré l'économie des provinces et municipalités chinoises qui font partie des programmes pilotes d'ETS en Chine. Il en est de même pour la Californie qui est aujourd'hui le seul Etat américain à disposer d'un système de permis négociables pour contrôler les émissions de GES

À l'heure actuelle, quatre provinces et quatre municipalités autonomes<sup>2</sup> font partie du programme pilote d'ETS en Chine. Elles se situent pour la grande majorité sur le littoral, à l'est du pays (contours bleus dans la Figure 2) et font partie des zones les plus riches.

Figure 2 : Niveau de richesse des huit programmes pilotes d'ETS en Chine (2015)



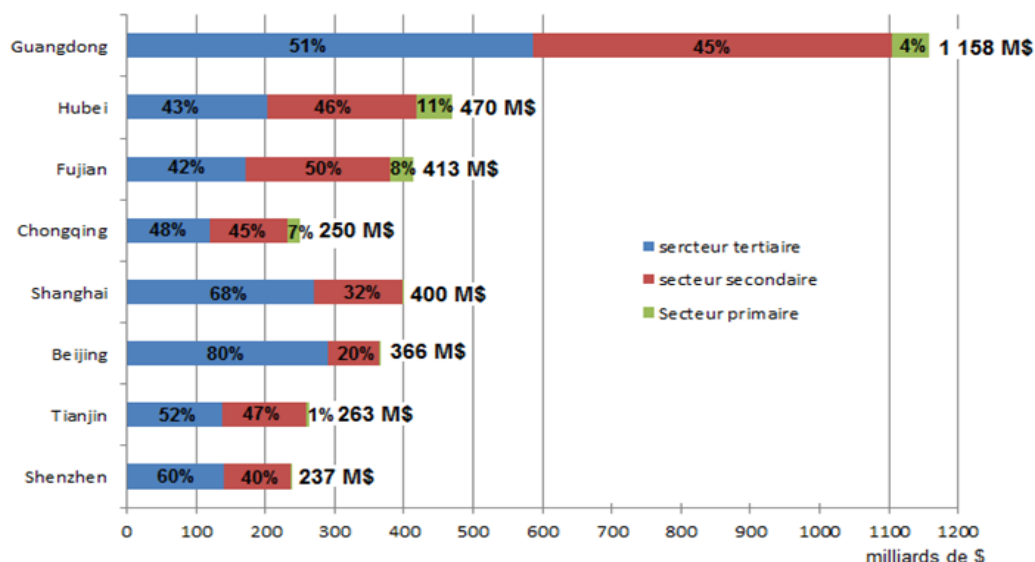
Sources : l'auteur, d'après des données du National Bureau of Statistics of China (2016)

Les quatre municipalités disposent du PIB par habitant le plus élevé du pays : Shenzhen (20 936\$), Tianjin (19 969\$), Beijing (16 858\$) et Shanghai (16 563\$) (China Statistical Yearbooks Database, 2015a, 2014a); bien au-dessus de la moyenne nationale de 7 910\$. En définitive, ces zones administratives sont économiquement les plus avancées du pays. Elles représentent à elles seules, approximativement un tiers du PIB de la Chine. De plus, on constate également des disparités dans la structure économique entre les programmes pilotes chinois.

<sup>2</sup> Les municipalités autonomes sont directement sous le contrôle du gouvernement chinois. Elles ne dépendent pas de l'autorité provinciale comme les autres villes.

La part de chaque secteur dans le Produit Régional Brut (PRB) des provinces et municipalités diffère de manière importante. On a d'un côté Beijing, la capitale, avec 80% des richesses générées par les services et de l'autre Fujian où le tertiaire ne représente que 42%. Le secteur primaire est absent dans certaines municipalités telles que c'est le cas pour Shenzhen, tandis qu'il contribue à 11% du PRB pour la province d'Hubei. Dans le Graphique 2, nous affichons le PRB et le pourcentage que représente chaque secteur dans cette production de valeur ajoutée. Nous notons que la production de richesse des municipalités (les quatre en bas du Graphique 2) est de même grandeur que celle pour les provinces (China Statistical Yearbooks Database, 2015b). Les économies ont donc des niveaux de richesse comparables, à l'exception de Guangdong qui dispose d'un PRB bien supérieur aux autres, mais disposent de disparités sectorielles.

**Graphique 2 : Produit régional brut par secteur pour les huit provinces et municipalités (2015)**



Source: (National Bureau of Statistics of China, 2016)

En définitive, les régions sélectionnées ne sont pas représentatives des spécificités économiques nationales. Elles disposent d'un PRB bien supérieur à la moyenne et de faibles émissions par tête. Cependant, utiliser ces provinces comme test, permet de limiter la charge sur les régions les plus pauvres. Nous notons également que les provinces et municipalités ont une structure économique différente qui permet d'évaluer les conséquences de l'ETS dans des provinces hétérogènes.

La Californie se classait au premier rang des États américains dans la production de richesses, avec un PIB de 2 623 milliards de dollars en 2016, mais au sixième rang en termes de PIB par tête (59 117 \$) car elle dispose de la plus grande concentration de population du pays (Bureau of Economic Analysis, 2017b, 2017c). La Californie est considérée comme le principal État industriel du pays. Un secteur qui s'appuie notamment sur les produits informatiques de haute technologie, qui est l'un des sous-secteurs les plus dynamiques avec une croissance de 7 % par an, sur l'aérospatial, qui représente 9% du marché mondial, sur la production du verre, de l'argile, de la chaux et du ciment (corrélée à la croissance de la construction).

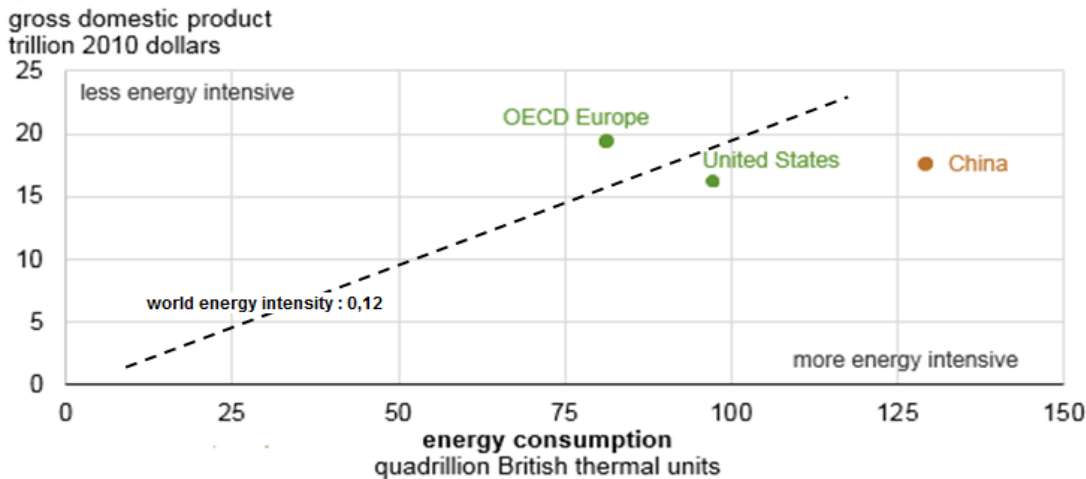
### 1.1.2 Structure de la consommation énergétique

On trouve au premier rang des consommateurs d'énergie la Chine avec 2 975 Mtoe d'énergie primaire consommées en 2014, puis les États-Unis avec 2 388 Mtoe et l'UE 1 619 Mtoe, soit respectivement 118, 95 et 64 quads – unité utilisée dans la Figure 3 (IEA et OECD, 2017a, 2017b).

Comme nous l'avons souligné précédemment, deux critères rentrent en jeu dans cette hiérarchie : le niveau de PIB et sa structure. Cela nous donne ainsi des profils de consommation annuelle et dans le temps largement différents selon les pays. Si de manière générale, la demande d'énergies fossiles de l'Europe et des États-Unis baisse depuis 10-15 ans, celle de la Chine ne cesse d'augmenter. Depuis 1990, l'utilisation de pétrole, gaz et charbon en Chine est de plus en plus importante. L'US EIA rapporte que la Chine est devenue le premier importateur net de pétrole à partir de 2013 et la moitié de la demande internationale de charbon est chinoise. Le second critère va également influencer le rôle de l'industrie dans la demande d'EP. On constate notamment un secteur secondaire plus énergie-intensif aux États-Unis qu'en Europe. Malgré une production de richesse plus faible de la part des industries américaines, celles-ci consomment deux fois plus d'énergie primaire que les industries européennes (voir Figure 3). De manière générale on constate que l'intensité énergétique de la Chine est aujourd'hui plus forte que celle des deux autres pays/régions étudiées. Cela s'explique par le fait que les économies axées sur l'industrie ont tendance à utiliser plus d'énergie par dollar de PIB que celles axées sur les services. Les niveaux d'intensité énergétique des PED sont donc généralement plus élevés que ceux des pays de

l'OCDE, car plus industrialisés. Dans le Graphique 3, nous affichons la position des pays en fonction de leur PIB et de leur consommation d'énergies primaires relativement au rapport mondial de 149 millions de dollars par quadrillion de « British thermal units » consommé.

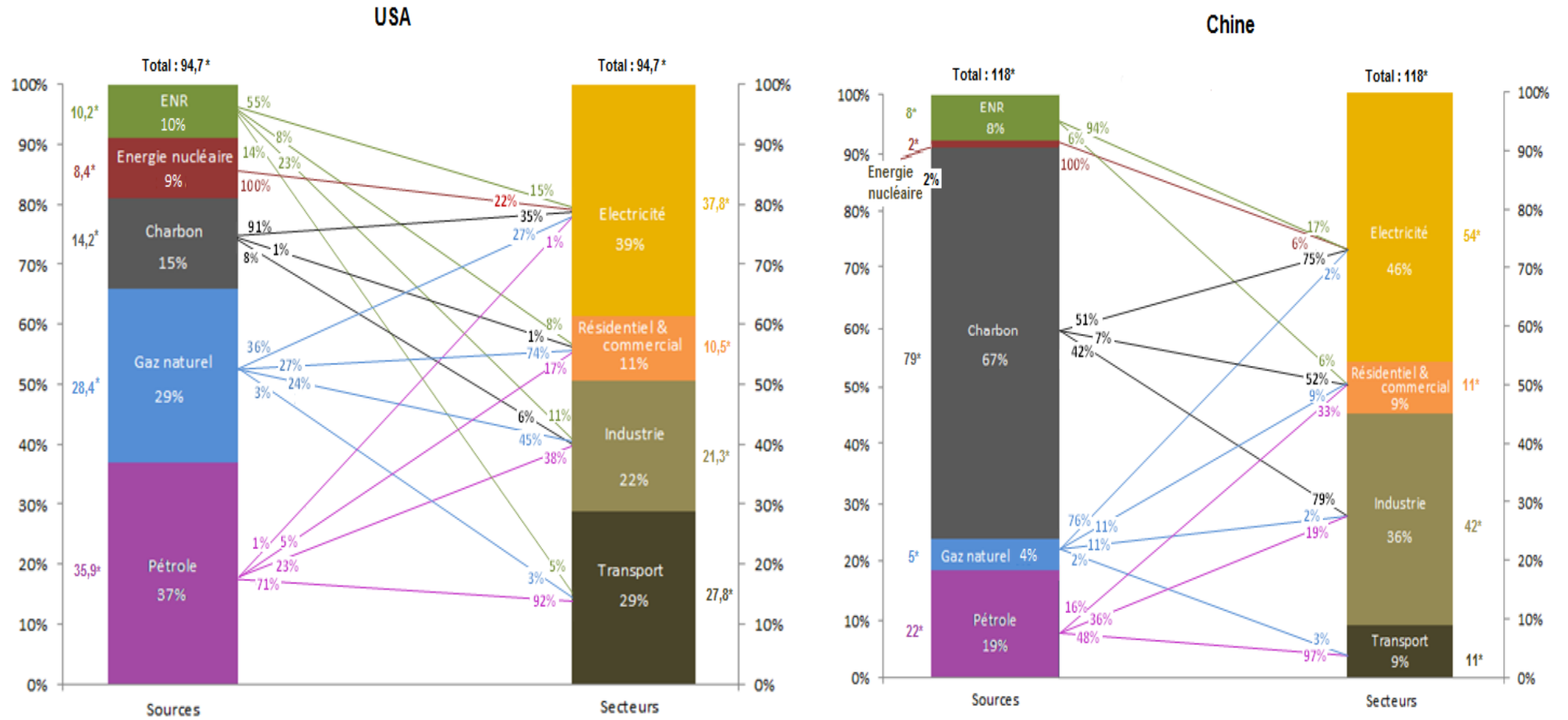
**Graphique 3 : Intensité énergétique de l'Europe, de la Chine et des États-Unis, en 2016**



Source : (Enerdata, 2016; Kahan, 2016)

Cependant d'autres critères viennent également influencer la demande d'énergie primaire tel que le niveau de développement, la population totale, les habitudes culturelles... Ainsi, la production d'électricité est le secteur qui consomme le plus d'énergie primaire dans les trois pays/région à l'étude. Celle-ci est la plus carbonée en Chine avec une prédominance du charbon et la moins carbonée en Europe qui dispose d'une part importante d'énergie nucléaire. D'après les données de la CIA et de la Banque mondiale, la Chine consomme plus d'électricité que l'UE et les États-Unis, toutefois ce résultat est à relativiser aux vues de la démographie du pays. Effectivement, en 2016 les consommations par habitant étaient de 12 077 kWh aux États-Unis, 5 391 kWh en Europe et de 4 310 kWh en Chine (China Statistical Yearbooks Database, 2015c). Pour l'Europe et les États-Unis, le transport est ensuite le plus consommateur d'énergies tandis qu'il occupe la dernière place en Chine. En effet, le développement économique chinois est récent et la population commence à s'équiper en automobile à la différence des deux autres pays. L'augmentation du niveau de vie crée une explosion de la demande en véhicules personnels donc la part de ce secteur est amenée à croître fortement dans les années à venir.

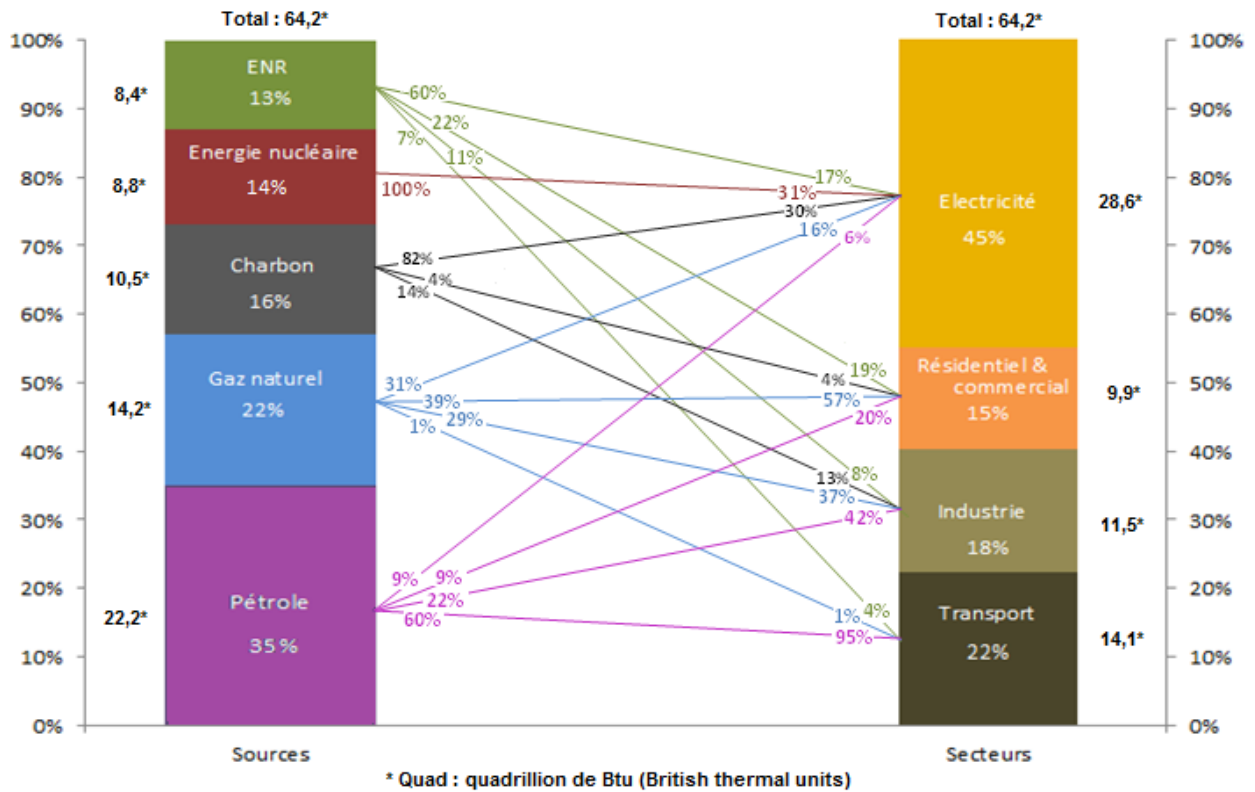
Figure 3 : Synthèse, par pays, de la consommation d'énergies primaires par source et par secteur en 2014



\* Quad : quadrillion de Btu (British thermal units)



## Union Européenne



Source : l'auteur, d'après des données de Eurostat (2016); International Energy Agency, (2016); U.S. EIA, (2015); World Coal Association, (2013)

Pour comprendre les niveaux d'émission de GES, que nous étudierons dans la sous-section suivante, il est nécessaire d'étudier également la composition de la demande énergétique. On constate notamment que la proportion d'énergies carbonées dans le mix des pays est encore bien largement majoritaire : 90% de la consommation totale d'énergies primaires chinoise, 81% pour les États-Unis et 73% pour l'Union européenne. Le charbon représente plus des deux tiers de la consommation totale d'énergie primaire de la Chine (World Coal Association, 2013). Aux États-Unis et en Europe, le pétrole et le gaz naturel sont les plus utilisés, représentant respectivement 66% et 57% du total, vient ensuite le charbon (Figure 3).

Au niveau sectoriel, le pétrole représente la quasi-intégralité des combustibles utilisés dans le transport. Pour l'industrie, les sources d'énergie primaire (EP) consommées sont largement différentes : tandis qu'aux États-Unis et en Europe le gaz naturel (respectivement 45% et 37%) et le pétrole (32% et 42%) sont les principales ressources énergétiques, le charbon fournit l'essentiel de la demande en EP du secteur industriel chinois. En effet, en Chine, le charbon représente 79% des EP consommées par le secteur industriel, mais

également 75% du carburant pour la production d'électricité et 80% du combustible domestique. Il est donc omniprésent dans l'économie chinoise, par conséquent, l'évolution de sa consommation est à la fois liée à la croissance industrielle, à la hausse de la production d'électricité et à l'amélioration du pouvoir d'achat des ménages.

Au niveau des types d'énergie, tandis qu'aux États-Unis et en Europe la quasi-totalité du charbon est consommée par les centrales électriques, en Chine, 42% du charbon est absorbé par le secteur industriel (National Bureau of Statistics of China, 2016). À l'inverse, alors que les énergies nouvelles et renouvelables (ENR) sont utilisées presque dans leur intégralité pour la production d'électricité en Chine, l'industrie et le transport américain et européen consomment biomasse, géothermie, biocarburants... Pour le gaz naturel, les consommations des USA et de l'UE sont divisées en trois tiers : résidentiel et commercial, électricité et industrie. 72% du gaz en Chine est utilisé dans les centrales électriques. Nous rappelons que l'énergie nucléaire est strictement une matière première pour la production d'électricité. Et enfin le pétrole, dont la principale fonction est de servir comme combustible dans le transport, est également demandé par le secteur industriel, de l'ordre de 22%-23% du pétrole consommé en Europe et aux États-Unis voir 36% en Chine.

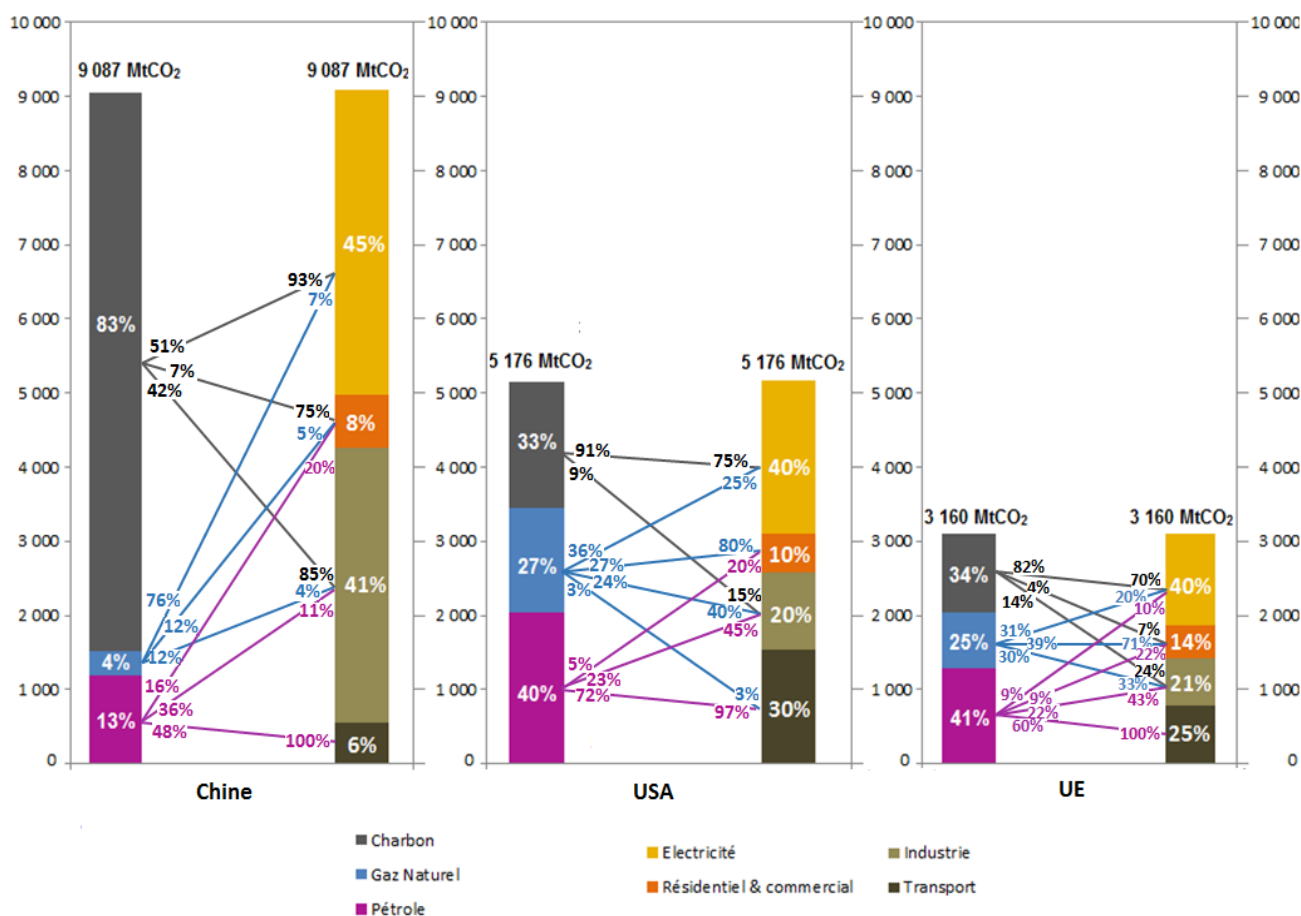
En définitive, (i) la Chine est le plus gros consommateur d'énergies primaires au monde avec une prédominance incontestable du charbon, (ii) c'est la production d'électricité qui demande le plus d'énergie primaire dans les trois pays et (iii) la part des énergies renouvelables ne dépasse pas les 13% de la demande totale d'énergie. Nous terminerons par rappeler que les niveaux et types d'énergies utilisées par les différents secteurs permettent d'expliquer la structure d'émission des pays. Cette analyse fournit ainsi la base d'informations nécessaires à la compréhension du profil des rejets de GES de la Chine, des États-Unis et de l'Union européenne.

### 1.1.3 Profils des émissions de CO<sub>2</sub>

#### 1.1.3.1 Comparaison des sources d'émission

Conformément aux résultats de la sous-section précédente, la Chine est le plus gros émetteur de GES au Monde, avec plus de 9 milliards de tonnes de CO<sub>2</sub> émis en 2014. À titre de comparaison entre les trois pays, nous pouvons voir dans la Figure 4 que les émissions cumulées de l'Union européenne (3 MtCO<sub>2</sub>) et des États-Unis (5 MtCO<sub>2</sub>) sont plus faibles que les émissions de la Chine à elle seule ; alors que les consommations d'énergies primaires en Chine (118 quads) sont moins importantes que la somme des consommations d'énergie primaire de l'Europe (64 quads) et des États-Unis (95 quads). Cela est le résultat direct de la prépondérance du charbon dans la production d'électricité et dans le secteur industriel (China Statistical Yearbooks Database, 2015d). Ces deux secteurs sont d'ailleurs responsables de 86% des émissions du pays.

Figure 4 : Émissions de CO<sub>2</sub> par source et par secteur pour la Chine les États-Unis et l'Union européenne en 2014

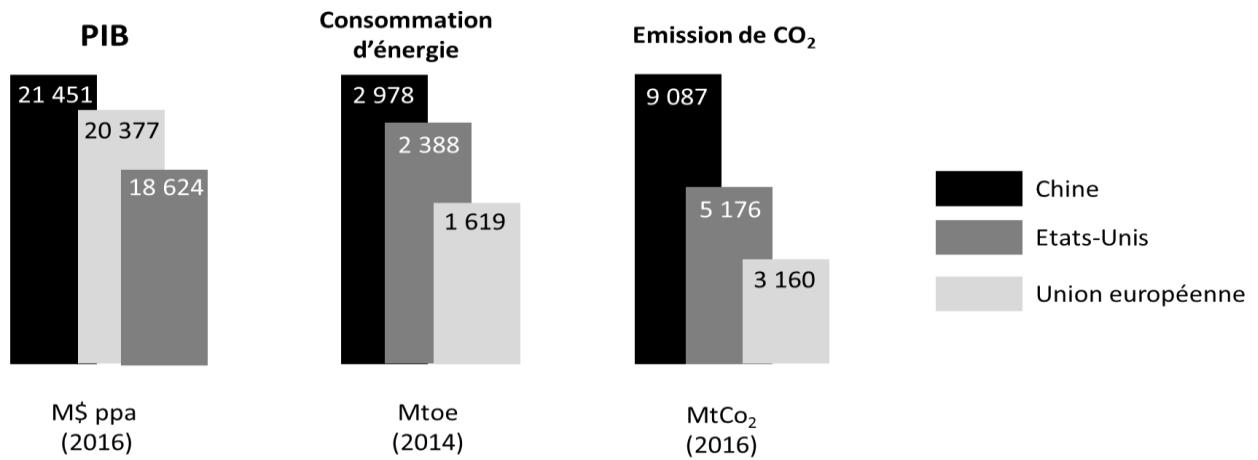


Source : l'auteur d'après des données du China Statistical Yearbooks Database (2014); International Energy Agency (2014)

Aux États-Unis, c'est également la production d'électricité qui représente depuis 1990 la plus grande part des émissions avec 40% du total annuel. Le transport est le deuxième secteur, représentant 30% des rejets de CO<sub>2</sub> (voir Figure 4). Les émissions ont augmenté à peu près au même rythme que la population de 1990 à 2007, ce qui a permis aux émissions par habitant de rester assez stables puis de diminuer de 2007 à 2012, principalement en raison de l'utilisation croissante du gaz naturel pour la production d'électricité. De 1990 à 2014, les émissions de gaz à effet de serre par dollar de PIB ont diminué de 40%. Cette modification peut refléter une combinaison d'efficacité énergétique accrue et de changements structurels dans l'économie. En Europe, l'utilisation de pétrole représente la plus grande part des rejets de CO<sub>2</sub> (41% du total), suivie par le charbon qui est responsable d'un tiers des émissions de la région même s'il ne représente que 16% de l'énergie primaire consommée (voir Figure 4).

La Figure 5 permet une comparaison des trois pays et nous indique ainsi que le niveau de richesse et la structure du PIB influencent la consommation énergétique qui elle-même va déterminer, avec la nature des ressources énergétiques utilisées, les niveaux d'émission de GES. On constate que malgré des PIB très proches, les niveaux de consommation énergétique sont plus éparés et ne suivent pas la même hiérarchisation des pays. Le poids des services est plus faible en Chine qu'aux États-Unis ou qu'en Europe. À l'inverse l'industrie et l'agriculture sont plus présentes en Chine comparativement aux USA et à l'UE. Cette position plus forte des secteurs primaire et secondaire dans l'économie chinoise explique en partie les niveaux plus élevés de consommation énergétique en Chine (Grubb et al., 2015). Les différences entre les États-Unis et l'Europe est le résultat d'une industrie américaine plus énergivore et d'une flotte européenne de véhicules moins consommatrice de pétrole. Cet écart entre les pays se creuse lorsque l'on regarde les émissions totales, résultat d'une forte dépendance au charbon de tous les secteurs chinois et d'une Europe dont plus d'un quart de sa consommation d'énergies primaires est non carbonée (nucléaire et renouvelables confondus).

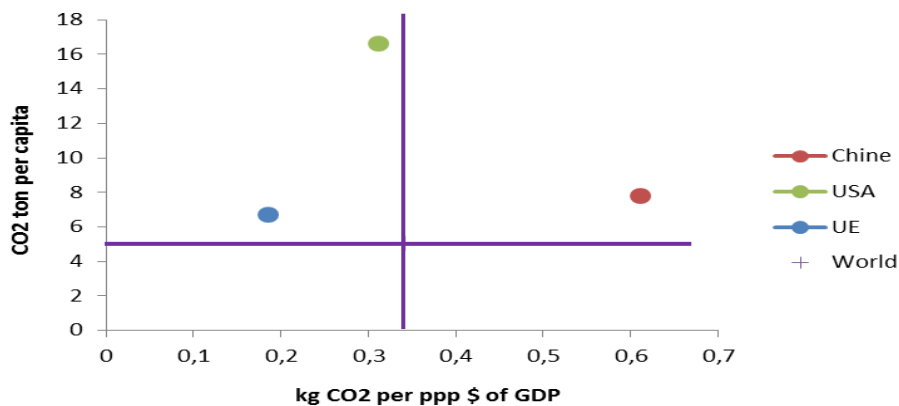
**Figure 5 : Comparaison des situations économique, énergétique et des émissions de la Chine, des États-Unis et de l'Union européenne**



Source : l'auteur d'après des données des China Statistical Yearbooks Database (2015d, 2014a); d'Eurostat (2016) et de l'International Energy Agency (2016, 2014)

Au niveau des rejets de CO<sub>2</sub> par dollar de PIB, la Chine rejette deux fois plus de CO<sub>2</sub> que les USA qui eux-mêmes émettent deux fois plus que l'Europe pour créer 1\$ de richesse ; soit respectivement en 2014 : 0,611, 0,311 et 0,185 kg de CO<sub>2</sub> par \$ de PIB ppa. Pour ce qui est des émissions par habitant, la Chine est bien loin derrière les États-Unis avec respectivement 7,8 et 16,6 tonnes de CO<sub>2</sub> par tête en 2014. L'UE se situe à 6,7 tonnes de CO<sub>2</sub> par habitant sur la même année (World Bank, 2016a). Dans la Figure 6, nous plaçons les trois pays en fonction de leurs émissions par tête et par dollar de PIB créé par rapport aux moyennes mondiales et, même si l'on constate que l'intensité carbonique de l'économie chinoise est la plus forte, celle-ci diminue depuis plus de 25 ans.

**Figure 6 : Émission de CO<sub>2</sub> par habitant et par dollar de PIB en 2014**



Source : (World Bank, 2016b)

### Encadré 3 : Les profils d'émission des programmes pilotes chinois et de la Californie

Les huit provinces et municipalités chinoises participantes au programme pilote d'ETS disposent des émissions de CO<sub>2</sub> par tête parmi les plus faibles du pays. En effet la majorité de la production électrique, responsable de 46% des émissions de gaz à effet de serre en Chine, est située au nord. Les régions pilotes pour le programme d'échange de permis d'émission ne sont donc pas les plus grosses consommatrices de charbon (Figure 7) alors que cette énergie est responsable de 83% des émissions du pays. Elles représentent à peine 18% des émissions totales de la Chine alors qu'elles produisent, comme expliqué dans l'Encadré 2, 33% des richesses. Ce sont des provinces et municipalités riches et peu émettrices (Tableau 2) donc non représentatives du profil d'émission national.

Tableau 2 : principaux indicateurs sur les municipalités et provinces pilotes

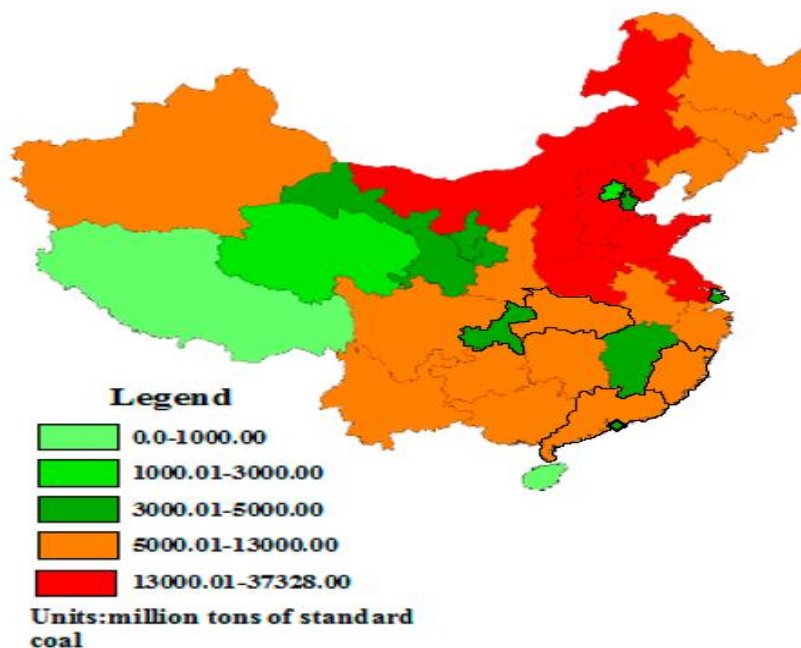
2015	Population (million)	PIB (milliards de \$)	Consommation électrique (TWh)	Émissions de CO <sub>2</sub> (Mt)
<b>Shenzhen (M)</b>	11 380	237		83
<b>Tianjin (M)</b>	15 470	263	80,1	134
<b>Beijing (M)</b>	21 710	366	95,3	103
<b>Shanghai (M)</b>	24 150	400	140,6	211
<b>Chongqing (P)</b>	30 170	250	87,5	125
<b>Fujian (P)</b>	38 390	413	185,2	196
<b>Hubei (P)</b>	58 520	470	166,5	320
<b>Guangdong (P)</b>	108 490	1 158	531,1	444
<b>China</b>	1 374 620	10 919	5 638,3	9 087

Sources : (Liu, 2016; National Bureau of Statistics of China, 2016)

Les différences d'intensités d'émission entre les provinces reflètent des différences de dotations en ressources naturelles et le secteur sur lequel repose leur économie. Les provinces du nord et du nord-ouest ont plus de mines de charbon et de champs de pétrole et disposent donc d'industries plus intensives en énergie (telles que l'extraction, la cokéfaction, le raffinage et la production d'électricité). Ces provinces moins développées sont dotées de technologies à forte intensité énergétique et contribuent à la majeure partie de l'augmentation des émissions nationales. De plus, on constate une tendance au transfert des industries polluantes ou intensives en énergie vers les provinces les plus pauvres (Liu, 2016). Les provinces les plus développées ont donc des intensités d'émissions de CO<sub>2</sub> plus faibles : Beijing (0,05), Shanghai (0,08) et Guangdong (0,08), notamment car le secteur des services domine ; un secteur moins dépendant de l'énergie et du charbon (Figure 7).

Toutefois, ces régions développées sont les principales consommatrices d'électricité qu'elles importent massivement d'autres provinces. Par exemple, un tiers de l'approvisionnement en électricité de Beijing est généré par les régions voisines. L'énergie primaire est consommée à Hebei, Shandong, Shanxi et en Mongolie-Intérieure pour approvisionner les régions côtières en énergie secondaire. La demande d'électricité est donc indirectement responsable des émissions de GES à effet de serre issue de sa production.

**Figure 7 : Consommation de charbon par province et municipalité chinoises**

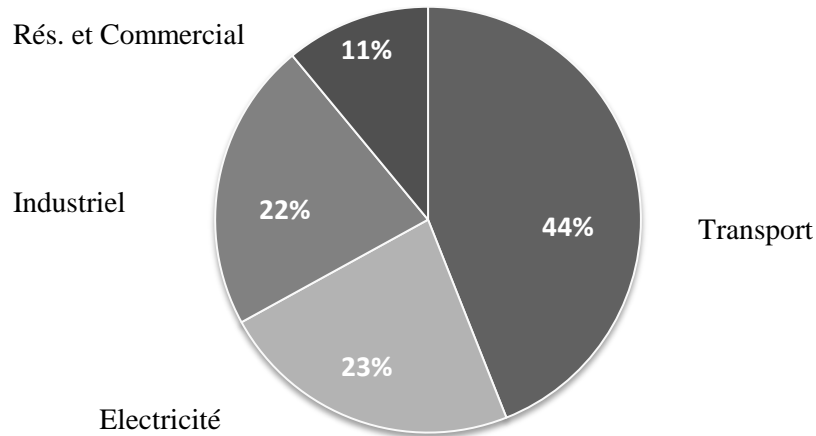


source : (Sun et al., 2015)

Cependant, même si ce sont les territoires du nord qui émettent le plus de GES, c'est bien la demande en électricité des zones côtières qui est indirectement responsable de ces rejets. La prise en compte des émissions issue de la consommation d'énergie secondaire semble donc essentielle et justifiée, car l'électricité est le secteur qui rejette le plus de CO<sub>2</sub> et son niveau de production dépend de la demande qui lui est faite. C'est un point clé de la stratégie chinoise que nous étudierons plus précisément dans le chapitre suivant.

La Californie est le deuxième plus important émetteur de GES des Etats-Unis après le Texas (Friedrich et al., 2017). Il représente 6,62% des émissions totales du pays en 2016, soit 454.5 Mt eqCO<sub>2</sub>.

**Figure 8 : Emissions de GES par secteur pour la Claifornie**



Source : Air Resources Board

D'après des données du gouvernement (Air Resources Board, 2017), le transport est le secteur qui émet le plus de CO<sub>2</sub>. Il représente 44% des rejets totale de l'Etat, suivi par l'électricité (23%), l'industrie (22%) et le secteur résidentiel et commercial (11%). Le rôle des déplacements est plus important qu'au niveau fédéral et celui de l'électricité plus faible.

### 1.1.3.2 Les différences d'émission expliquées par l'équation de Kaya

Pour synthétiser cette section, nous utilisons la méthodologie de Kaya. En effet, en utilisant l'équation de Kaya il est possible de décomposer les émissions de CO<sub>2</sub> comme le résultat de quatre grandeurs. Premièrement, la population qui a un effet d'échelle sur les quantités émises de GES. Deuxièmement, le niveau de développement défini par le PIB par habitant. Troisièmement, l'intensité énergétique de l'économie qui détermine la quantité nécessaire d'énergie pour produire une unité de richesse. Et quatrièmement, le contenu carbone de l'énergie consommée fournie par l'intensité carbone de l'énergie.

#### Équation 1 : Équation de Kaya

$$CO_2 = population \times \frac{PIB}{population} \times \frac{Energie}{PIB} \times \frac{CO_2}{Energie}$$

Nous retiendrons cinq aspects de l'analyse des émissions à partir de la méthodologie de Kaya (détails des équations en annexe) :

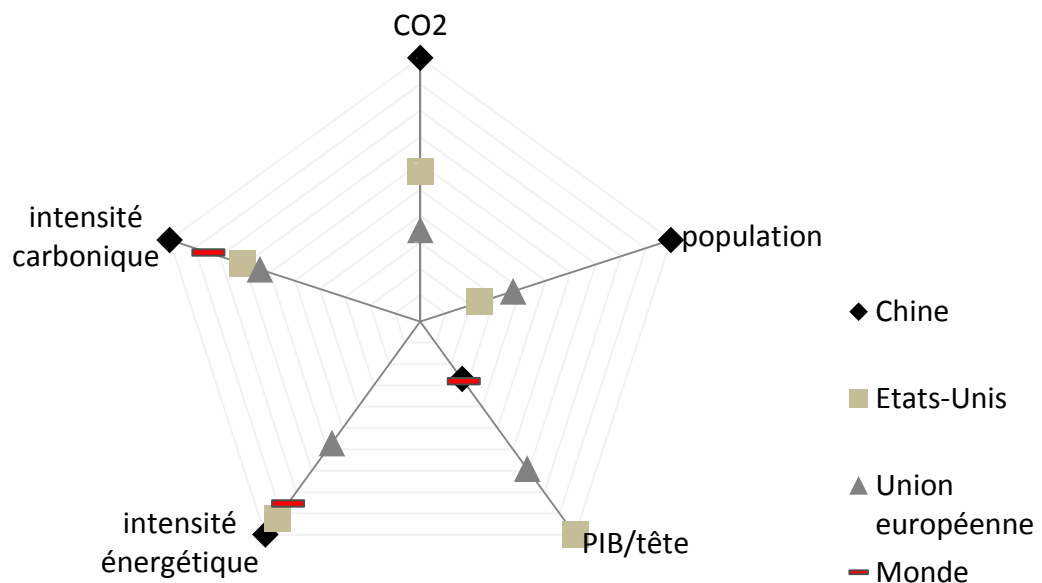
- i. La Chine émet autant de CO<sub>2</sub> que l'Union européenne et les États-Unis réunis.
- ii. La population chinoise joue un rôle important dans le niveau de rejet de GES comparativement à la situation européenne et américaine. Comme nous venons de



le voir précédemment les émissions par tête de la Chine sont bien plus faibles que celles pour les États-Unis étant donné le nombre d'habitants.

- iii. Les intensités énergétiques de la Chine et des USA sont plus élevées que la moyenne mondiale. La quantité d'énergie nécessaire à la production d'une unité de richesse est supérieure à la moyenne ; notamment en raison d'une prédominance du secteur secondaire dans l'économie chinoise et d'industries énergivores aux États-Unis.
- iv. Le poids des énergies carbonées (90%) dans le mix énergétique chinois pénalise l'intensité carbone du pays, tandis qu'avec 27% d'ENR et de nucléaire confondus, l'Europe dispose d'une énergie beaucoup moins émettrice en GES.
- v. À l'inverse, la richesse créée par la Chine n'explique pas les niveaux d'émissions du pays étant donné qu'il a encore un PIB par habitant inférieur à la moyenne mondiale.

**Figure 9 : Résultats par pays de l'équation de Kaya**



Source : l'auteur

#### 1.1.4 Conclusion : éléments économique et énergétique structurants de l'ETS

D'un point de vue économique, la Chine, l'Europe et les États-Unis disposent de niveaux de richesses comparables (en PIB ppa), mais de structures de PIB (répartition sectorielle) et de niveaux de développement différents (PIB/tête). Cette même conclusion peut être faite pour les programmes pilotes chinois. En ce sens, ces municipalités et provinces sont à la Chine ce que les États-Unis, l'UE et la Chine sont pour le Monde : un groupe d'acteurs dont les caractéristiques globales sont distinctes, mais dont la contribution à l'action climatique est indispensable. Leur poids économique et leur responsabilité dans les émissions de GES rendent leur participation comme une condition sine qua non, sans laquelle le régime climatique est impossible (Ilasca, 2016). De notre analyse, nous retiendrons deux éléments majeurs modifiant la construction des systèmes de permis négociables :

- Le niveau de développement. Cela détermine à la fois le degré de tertiarisation de l'économie et le taux d'équipement des ménages en véhicule personnel. Deux critères structurants du profil des émissions du pays et donc du design de l'ETS. Si l'on confronte le *Tableau 1 : Part de chaque secteur dans le PIB des pays* et la *Figure 4 : Émissions de CO2 par source et par secteur pour la Chine les États-Unis et l'Union européenne en 2014* on constate une relation entre le poids de l'industrie dans l'économie et sa responsabilité environnementale (Chine : 40% du PIB et 40% des rejets de CO<sub>2</sub>, USA : 25% et 20%, UE : 20% et 21%). Avec un PIB/tête plus faible, la population chinoise dispose en moyenne de moins d'automobiles par individu que l'Europe ou les États-Unis, ce qui limite la part du transport dans les émissions totales. Le niveau de développement influence donc la nécessité d'intégrer les transports et l'industrie dans l'ETS.
- La relation entre un secteur et les émissions d'une énergie primaire. En d'autres termes, nous analysons si les émissions d'une énergie primaire sont reliées quasi exclusivement à un secteur, et inversement, si la majorité des émissions d'un secteur dépend principalement de la consommation d'une énergie donnée. À ce titre :
  - L'Europe et les États-Unis doivent contrôler principalement les émissions issues du charbon dans l'électricité. En effet, approximativement 75% des émissions de l'électricité proviennent de la combustion du charbon et

inversement, plus de 80% des émissions issues du charbon sont produites dans le secteur électrique.

- Les ETS européen et américain devraient être construits de manière à diminuer les émissions issues du pétrole dans le transport (voir Figure 4). Un quart des émissions totales des pays résulte de la consommation de cette énergie primaire dans ce secteur.
- L'ETS chinois devrait contrôler simultanément les secteurs industriel et électrique pour éviter les effets de « pass through » des émissions d'un secteur à l'autre. En effet, la consommation de charbon, responsable de 83% des émissions totales de la Chine, est aussi importante dans l'industrie que dans le secteur électrique (voir Figure 3).

Dans cette section, nous avons révélé les caractéristiques économique-énergétiques influençant le design des systèmes de permis négociables. Nous identifions ensuite les caractéristiques structurelles décisives dans la construction de ce mécanisme de marché.

## **1.2 La structure institutionnelle et les éléments de design des ETS**

Aux vues des caractéristiques institutionnelles des pays, nous expliquons les choix de design effectués par les gouvernements dans la construction de leur ETS. Nous divisons la section en trois parties, la première traite des éléments essentiels à la construction d'un ETS, la seconde des éléments techniques permettant son bon fonctionnement et la troisième des options techniques qui influencent le coût marginal de réduction des émissions. Comme le défend Eucken (1992), le marché ne se constitue pas spontanément et l'État doit à la fois définir ses règles constitutionnelles, garantir l'ordre du marché et minimiser le coût de la politique. L'État est ainsi un gardien de l'ordre général du marché et, tout en permettant la liberté d'action des agents économiques, il a pour but de fournir un environnement au sein duquel les principes économiques du marché peuvent se déployer. En d'autres termes, nous revenons sur les caractéristiques institutionnelles des systèmes de permis négociables qui sont un préalable à leur existence, une garantie de leur crédibilité et une adaptation aux exigences politiques. Pour cela, nous effectuons une analyse empirique des marchés du carbone présent en Europe, aux États-Unis et en Chine : respectivement le SCEQE (marché européen de permis négociables), le California ETS et les huit programmes pilotes chinois.

### 1.2.1 Éléments structurants d'un ETS

Dans cette section, il est question des choix techniques effectués par les différents gouvernements pour assurer le fonctionnement de leur système de permis négociables. Deux points constituent les fondements de ce mécanisme de marché : la définition des périmètres et la détermination des objectifs. Le premier critère concerne tant la délimitation géographique de la réglementation, les secteurs et entités<sup>3</sup> qui devront faire état d'efforts de réductions des émissions que les types de GES inclus. Il permet de répondre aux questions « où ? », « qui ? » et « quoi ? ». Le second critère informe sur le niveau de la réduction à atteindre pour une période de conformité : « combien ? » et « quand ? ». L'avantage même, d'un tel mécanisme, est qu'il permet de laisser la liberté aux entités réglementées de choisir le meilleur moyen d'y parvenir (« comment »).

#### *1.2.1.1 La zone réglementée et l'objectif de réduction : où, quand et combien ?*

Nous analysons les trois pays qui représentent aujourd'hui la moitié des richesses et des émissions de GES produites dans le monde (voir section 1.1.1) : Union européenne, Chine et États-Unis. Pour appuyer nos prochaines modélisations, comprendre les enjeux entourant la construction des systèmes de permis négociables et les questions irrésolues concernant leur fonctionnement, nous examinons les ETS actuellement en place dans ces pays.

En Europe, le Système Communautaire d'Echange de Quotas d'Emission (SCEQE) représente la pierre angulaire de la politique de l'UE pour lutter contre les rejets de gaz à effet de serre. Il inclut aujourd'hui les 28 États membres de l'UE<sup>4</sup> plus l'Islande, la Norvège et le Liechtenstein. Lancé en 2005, il est le plus ancien marché de permis négociables dans le domaine et fait ainsi figure d'incontournable dans un travail d'analyse et de comparaison des ETS. Le SCEQE a pour but de parvenir à 21% de réduction par rapport à 2005 d'ici 2020. Pour cela, le nombre d'allocations décline annuellement de 1,74% depuis 2013 et jusqu'à 2020 (EDF et al., 2015). Aux États-Unis, la Californie est le premier État fédéral à mettre en place un système juridiquement contraignant de plafonnement et d'échange. Tandis que les

---

<sup>3</sup> Le terme « entité » est utilisé pour définir tous les acteurs intégrés au système de permis négociables (industries, centrales électriques, fournisseurs de carburant...) qui devront donc se conformer auprès de l'organisme de régulation en justifiant de permis pour chaque tonne émise de GES.

<sup>4</sup> Allemagne, Autriche, Belgique, Bulgarie, Chypre, Croatie, Danemark, Espagne, Estonie, Finlande, France, Grèce, Hongrie, Irlande, Islande, Italie, Lettonie, Liechtenstein, Lituanie, Luxembourg, Malte, Norvège, Pays-Bas, Pologne, Portugal, République tchèque, Roumanie, Royaume-Uni, Slovaquie, Slovénie, Suède.

tentatives pour mener une telle politique au niveau national sont restées infructueuses et semblent largement compromises, la Californie fait office de référence en la matière. Toutefois, la perspective d'une coordination des États à travers le RGGI et les engagements dans la lutte contre les émissions de GES de plusieurs d'entre eux permettent de ne pas exclure toute perspective d'ETS américain. L'initiative californienne vise à parvenir à une stabilisation des émissions au seuil de 1990 d'ici 2020.

En Chine, les programmes pilotes servent de test avant la promotion d'un mécanisme valide à l'échelle nationale prévue avant la fin du 13<sup>ème</sup> plan quinquennal (2016-2020). Cinq villes et trois provinces chinoises ont été sélectionnées par la « National Development and Reform Commission » (NDRC) pour avoir recours à un système de permis négociables dans le contrôle des émissions de GES. On trouve, dans l'ordre chronologique de mise en service, les villes de Shenzhen (juin 2013), Shanghai, Beijing (novembre 2013), Tianjin (décembre 2013) et Chongqing (juin 2014), ainsi que les provinces de Guangdong (décembre 2013), Hubei (avril 2014) Fujian (septembre 2016). Après une première phase de fonctionnement pour la plupart des systèmes locaux de permis négociables, les objectifs de réduction ont été partiellement harmonisés. À l'exception de la province de Shenzhen (qui fixe 45% de réduction de l'intensité carbone d'ici 2020 par rapport à 2005), les objectifs chinois se situent entre 19,5% et 20,5% de réduction de l'intensité carbone par rapport aux niveaux de 2015. Ces programmes pilotes marquent le tournant de la Chine vers le marché pour parvenir à découpler croissance économique et augmentation des rejets de GES. Bien que les objectifs soient relatifs à l'évolution des richesses créées, la NDRC (National Development and Reform Commission) impose aux projets pilotes d'avoir des plafonds annuels absolus sur les émissions. Cette exigence est cependant un défi en soi, car la Chine cherche à limiter l'augmentation des émissions et non réduire ses rejets de CO<sub>2</sub> par rapport à l'année précédente. Différentes projections doivent être réalisées pour chaque secteur afin d'évaluer le développement économique des secteurs intégrés dans les ETS (L. Liu et al., 2015). Ce problème est exacerbé par une croissance importante et des changements structurels rapides qui génèrent des incertitudes importantes sur les émissions futures. Selon Quemin et Wang, (2014), il serait souhaitable de corriger annuellement les objectifs afin que les plafonds absolus reflètent plus étroitement la réalité économique et restent corrélés aux cibles d'intensité. À cet égard, l'ETS Shenzhen a mis en place un mécanisme de plafonnement post-ajustement. Le cap prédéfini est réajusté en fonction des différences entre la production prévue et la production réelle, afin de répondre à un niveau donné de l'intensité de carbone.

De fait la municipalité attache plus d'importance à la coordination des relations dynamiques entre la croissance économique, la transition structurelle et le contrôle des émissions. Cela atténue les chocs dus aux fluctuations économiques sur le régime ETS.

### *1.2.1.2 Les GES considérés et les entités couvertes : quoi et qui*

De façon automatique le CO<sub>2</sub> constitue, dans la grande majorité des cas, l'unique gaz à effet de serre réglementé dans les systèmes de permis négociables. Nous relevons toutefois trois ETS qui élargissent le nombre de GES inclus : l'Union européenne qui prend également en compte les émissions du N<sub>2</sub>O et des gaz PCF, la Californie qui régule en plus du CO<sub>2</sub>, le N<sub>2</sub>O et le CH<sub>4</sub> et enfin la ville Chongqing qui contrôle les six GES. Les principaux enjeux et difficultés décisionnelles, dans la construction d'un système de permis négociables, ne sont donc pas dans le choix des GES, mais sont majoritairement concentrés dans la sélection des secteurs et entités qui devront faire état de réductions. Cette sélection se fait en fonction de paramètres environnementaux, notamment la part des émissions qui seront intégrées dans l'ETS, mais aussi économiques et politiques.

Les points de convergence entre les systèmes de permis négociables que nous étudions sont l'inclusion des émissions issues de l'électricité et des Industries Grandes Consommatrices d'Énergie (IGCE). Nous rappelons que le secteur électrique représente la moitié des émissions de la Chine et 40% des rejets de GES américains et européens, d'où la nécessité de réguler ces émissions. Toutefois, le mode de régulation diffère entre les ETS. L'Europe et la Californie réglementent directement les centrales tandis que les programmes pilotes chinois transfèrent la responsabilité sur les grands consommateurs d'électricité pour leurs émissions indirectes de CO<sub>2</sub> liées à l'utilisation de cette énergie secondaire. L'encadrement des prix en Chine ne permet pas de faire porter la charge sur les producteurs d'électricité, car ils ne peuvent pas transférer le coût du carbone sur leurs clients. Ce point fera l'objet d'une analyse plus approfondie dans le Chapitre 2-. Nous rappelons également que l'industrie représente un tiers des émissions chinoises et que les industriels producteurs de ciment, d'aluminium, de pâte à papier, de fer et d'acier, de verre, de chaux, de produits chimiques, les raffineries et fours à coke émettent beaucoup plus de GES par unité de PIB que les autres secteurs dans tous les pays. D'où la décision de réguler le secteur. Il existe toutefois de nombreuses distinctions entre les marchés européen, californien et chinois dans la sélection des secteurs réglementés (voir Figure 10).

Nous mettons en avant cinq différences importantes :

- L'inclusion de l'aviation. Shanghai a identifié six compagnies aériennes ayant des émissions annuelles de carbone supérieures à 10 mille tonnes (Li et Tang, 2017; R. Wu et al., 2016). L'Europe a inclus également l'aviation dans son ETS, depuis janvier 2012, pour les vols Intra-européens. La Commission européenne n'impose aucune mesure de réduction des rejets de CO<sub>2</sub> pour les compagnies aériennes situées en dehors de l'Espace Economique Européen (Alberola et Solier, 2012). Le parlement devrait statuer avant la fin de l'année 2018, sur ce dernier point, et décider de l'inclusion ou non dans l'ETS des vols en provenance ou à destination d'un pays hors du continent européen. Cette décision va intervenir alors que l'Organisation de l'Aviation Civile Internationale (OACI) a adopté fin 2016 un accord visant à réduire les émissions de CO<sub>2</sub> de l'aviation internationale à partir de 2020 (Ellerman et al., 2014). Le but de l'UE étant de commencer à couvrir les rejets de CO<sub>2</sub> issus du transport.

- La prise en compte du transport routier à Guangdong et Shenzhen à travers les distributeurs de carburant (ChinaCarbon, 2014a; Jiang et al., 2016b). En 2015, la Californie fait de même en rajoutant les distributeurs de carburant dans son ETS afin d'encourager l'utilisation accrue de sources d'énergies propres et renouvelables ainsi que l'investissement dans les technologies propres dans le domaine. Les fournisseurs de carburants ne reçoivent pas de permis gratuits, ce qui signifie qu'ils doivent acheter l'intégralité des quotas pour couvrir leurs émissions. Cela signifie également que les distributeurs de carburant sont les plus gros acheteurs de permis dans l'ETS californien. À Shenzhen les transports publics, les ports, les aéroports et le métro ont été également inclus (Standaert, 2014). Beijing intègre les entreprises de transport ferroviaire urbain et de transport public avec des émissions supérieures à 5 000 t.

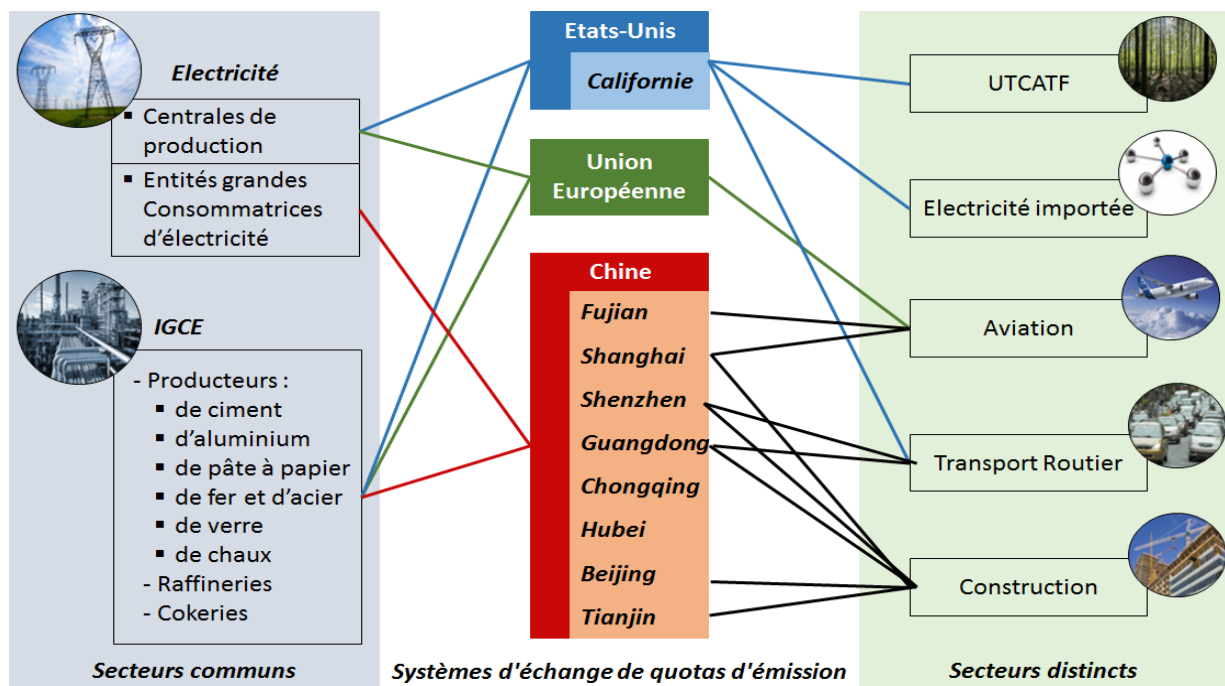
- La comptabilisation de la perte ou de l'augmentation des puits carbone via l'inclusion du secteur UTCATF (Utilisation des Terres, Changement d'Affectation des Terres et Foresterie) en Californie. Le but est de l'État étant d'intégrer la quasi-intégralité des émissions de CO<sub>2</sub> dans son marché de permis, qui en couvre actuellement 83% (C2ES, 2014).

- L'inclusion du secteur de la construction et des bâtiments publics à Beijing, Guangdong, Shanghai, Shenzhen et Tianjin (Munnings et al., 2016b; Wu et al., 2014). En 2011, la production d'électricité et de chaleur représentait la moitié des émissions de CO<sub>2</sub> de la Chine, dont 68% consommés par les secteurs de la fabrication et de la construction. Deux milliards de mètres carrés de bâtiments sont édifiés chaque année soit environ 50% de la

construction mondiale. À ce rythme, l'équivalent de la surface urbanisée de l'Union européenne devrait sortir de terre sur les quinze prochaines années en Chine. Dans le même temps, plus de 80% des bâtiments préexistants sont classés énergétiquement non efficace. La consommation moyenne des logements chinois reste aujourd'hui deux à trois fois plus importante que dans les pays développés ; c'est pourquoi les grandes installations sont incluses dans certains programmes pilotes. À Shenzhen, les bâtiments publics de plus de 20 000 mètres carrés de surface et les bureaux des administrations publiques de plus de 10 000 mètres carrés de superficie sont intégrés au marché.

- L'inclusion des émissions importées dans le marché californien. Celles-ci sont comptabilisées lors de l'achat d'électricité produite en dehors du territoire soumis au marché de permis. Cela permet à la Californie de limiter la distorsion de concurrence. Les fournisseurs d'électricité devront justifier de réductions d'émission de GES pour l'électricité achetée à des producteurs hors État. Cette option est justifiée par la particularité de l'ETS californien qui évolue dans un réseau électrique connecté avec les autres États américains. Cette difficulté ne se pose pas pour l'UE dont tous les pays font partie du système de permis négociables, ni pour les programmes pilotes chinois qui réglementent les consommations d'électricité et non la production. Ce point fera l'objet d'une analyse plus approfondie dans le Chapitre 2-

**Figure 10 : Couverture sectorielle des différents ETS**



Source : l'auteur



Du point de vue du nombre d'entités couvertes, le système européen de permis négociables est le plus important système de permis négociables au Monde avec aujourd'hui près de 14 000 centrales électriques et installations industrielles dans le SCEQE (IETA, 2013; Schmalensee et Stavins, 2015). En Chine, le nombre cumulé d'entités réglementées s'élève quasiment à 3 000, avec des différences assez importantes entre les programmes pilotes (la ville de Shenzhen couvre 635 installations tandis que la municipalité d'Hubei en compte 107 – voir Tableau 3). Le marché californien réunit, quant à lui, un peu plus de 450 entités. Le nombre d'entités couvertes dépend de la taille administrative de la juridiction, mais également du seuil d'inclusion dans le système. Tout l'enjeu dans la mise en place du seuil d'application est fondé sur un arbitrage entre : un nombre relativement gouvernable d'entités réglementées et une part significative d'émissions couvertes. Plus le pourcentage d'entité est important plus l'incitation à réduire les émissions globales est large, mais cela augmente parallèlement les efforts de mesures et vérifications pour les gouvernements. En effet, les principaux facteurs décisionnels d'une gestion élargie des émissions de GES sont les coûts administratifs; eux-mêmes fonction du taux de concentration des émissions de GES dans un groupe restreint d'acteurs. On note empiriquement que plus les rejets de CO<sub>2</sub> sont diffus dans un nombre important de petits émetteurs, plus les coûts de transaction seront élevés donc plus la politique sera coûteuse (Hahn et Stavins, 2011). La récolte des données, le suivi et le contrôle seront plus difficiles et mobiliseront plus de moyens. C'est donc un arbitrage entre efficacité environnementale et efficacité économique, auquel s'ajoute la structure industrielle des États, provinces et villes ainsi que les considérations politiques commandées par les choix stratégiques des décideurs. À titre d'exemple, les huit marchés pilotes affichent différentes caractéristiques régionales : Shanghai est un centre financier tandis que Guangdong et Shenzhen sont des régions industrialisées (Wang et al., 2015).

**Tableau 3 : Comparaison de la couverture des émissions dans les programmes pilotes**

Region	GHGs	Covered CO <sub>2</sub> emissions (Mton)	Share of total emissions	Direct or indirect emissions	Number of covered entities	Emissions threshold for coverage (tons CO <sub>2</sub> /year)	Historical emissions period
Beijing	CO <sub>2</sub>	58	50%	Direct and indirect	approx. 490	> 10,000 (average (stationary emissions))	2009–2012
Tianjin	CO <sub>2</sub>	112	45%	Direct and indirect	197	> 20,000 for industry; > 10,000 for other sectors	2010–2011
Shanghai	CO <sub>2</sub>	90	60%	Direct and indirect	191	> 20,000	2009–2012
Chongqing	CO <sub>2</sub>	100	40%	Direct and indirect	230	> 20,000 (or 10,000 tce)	2008–2010
Hubei	CO <sub>2</sub>	117	33%	Direct and indirect	107	> Approx. 120,000 (or 60,000 tce)	2010–2011
Guangdong	CO <sub>2</sub>	209	60%	Direct and indirect	830	> 20,000 (or 10,000 tce)	2010–2012
Shenzhen	CO <sub>2</sub>	32	40%	Direct and indirect	635	> 5000	2009–2011
Fujian	CO <sub>2</sub>	No data	Not yet available	Direct and indirect	277	> 10,000 tce	2013–2015
<b>All ETS pilots</b>	CO <sub>2</sub>	> 720	8% of China's total	Direct and indirect	> 2957		

Sources : (Duan, 2013; D. Zhang et al., 2014b) et (ICAP, 2017)

De fait, les régions de l'Ouest et du centre disposent de grandes entreprises émettrices tandis que les provinces côtières ont affaire à une pléthore de petits émetteurs. Cela peut être mis en exergue par le ratio : quantité de GES sur nombre d'entités réglementées. L'écart le plus marquant se trouve entre le système de la province d'Hubei avec 107 industries réglementées pour 117 Mt de CO<sub>2</sub> couvertes contre 635 entreprises pour 32 Mt de CO<sub>2</sub> inclus dans le marché de Shenzhen (Chang et al., 2017). C'est notamment pour cette raison que l'étendue des émissions de gaz à effet de serre sous la réglementation de l'ETS est très différente selon les systèmes. Les programmes réglementent, aujourd'hui, entre 30% et 85% des émissions totales de leur territoire (voir Tableau 4). Le SCEQE régule 45% des rejets de l'Union européenne en 2013, représentant environ 2 000 Mt eq CO<sub>2</sub>/an. Le marché californien, entrée officiellement en vigueur le 1er janvier 2013, couvrait 35% des émissions totales de GES de l'État fédéral. Depuis le début de la phase II (2015-2017), il couvre 85% des émissions du territoire (soit 442 Mt eqCO<sub>2</sub>). L'ensemble des projets-pilotes chinois ne représentent pour leur part que 7% des émissions totales de la Chine. Au niveau des territoires visés, la couverture est plus importante, mais également plus disparate : de 33% des émissions dans la province d'Hubei, celle-ci peut atteindre 60% à Tianjin et Shanghai (D. Zhang et al., 2014a).

**Tableau 4 : Proportion des émissions de GES incluse dans les systèmes européen, californien et chinois**

Système	Valeur relative à la quantité totale du territoire	Système	Valeur relative à la quantité totale du territoire
<b>SCEQE</b>	45%	<b>Guangdong</b>	40-60% <sup>5</sup>
<b>Californie</b>	85%	<b>Beijing</b>	40-50% <sup>5</sup>
<b>Hubei</b>	33%	<b>Shenzhen</b>	38-50% <sup>5</sup>
<b>Chongqing</b>	40%	<b>Shanghai</b>	60%
<b>Fujian</b>	N.C.	<b>Tianjin</b>	55%-60% <sup>5</sup>

*Sources confrontées : (ICAP, 2017; Quemin et Wang, 2014; Y.-J. Zhang et al., 2014)*

En définitive, tous les systèmes de permis négociables que nous étudions intègrent les émissions des secteurs électrique et industriel en raison de leur place dans les émissions totales des pays, mais on constate également des particularités propres à leurs situations (dixit l'importance de la construction en Chine) et leurs ambitions politiques (dixit la volonté de couverture californienne). Ces spécificités sont toutefois essentielles à la construction des ETS qui doivent s'adapter aux contextes environnementaux et politiques du pays auquel ils

<sup>5</sup> Les données confrontées dans les différentes sources ne correspondent pas. Une tranche de valeurs est donc proposée.

appartiennent. Le système doit permettre de répondre aux évolutions d'émissions de GES de la zone, mais reste aussi dépendant d'une volonté politique résultante de nombreux autres facteurs non économiques.

Nous avons également relevé deux points qui nécessitent d'être approfondie : les programmes pilotes chinois régulent les émissions indirectes de GES et la Californie intègre les émissions importées, tous deux dans le secteur électrique. Nous reviendrons sur ces deux spécificités pour comprendre les enjeux économique-environnementaux de ces spécificités dans le Chapitre 2. Nous relevons également que le transport routier, qui joue un rôle important dans les rejets de GES, n'est pas inclus de manière automatique dans la régulation. C'est seulement le cas pour la Californie, Shenzhen et Guangdong. Plusieurs raisons politiques, économiques et environnementales peuvent expliquer cette non-participation du transport aux ETS. Nous traiterons de cette question, essentielle à la lecture des systèmes de permis négociables, dans le chapitre 3 pour en comprendre les enjeux, les déterminants et formuler des recommandations.

### **1.2.2 Éléments assurant la crédibilité des ETS**

Le marché de permis négociables ne peut se développer et fonctionner spontanément, avec un État qui se limiterait à définir les droits de propriété. C'est du rôle des gouvernements que d'assurer l'établissement d'un ordre propice au fonctionnement du système en garantissant la viabilité des informations, en incitant la participation des entités au marché et en encourageant les parties prenantes à se conformer à la législation. Ainsi, les ETS nécessitent une architecture entourant leur fonctionnement pour assurer sa crédibilité<sup>6</sup>. La mise en place de tels mécanismes ne peut reposer seulement sur les aspects techniques qui les composent. En d'autres termes, les ETS ont besoin d'une structure de base qui assure leur logique de fonctionnement. Dans cette sous-section nous nous appuyons sur la théorie économique pour comprendre les options dont disposent les gouvernements dans la création de cette structure de base que nous confrontons empiriquement à leurs décisions finales.

---

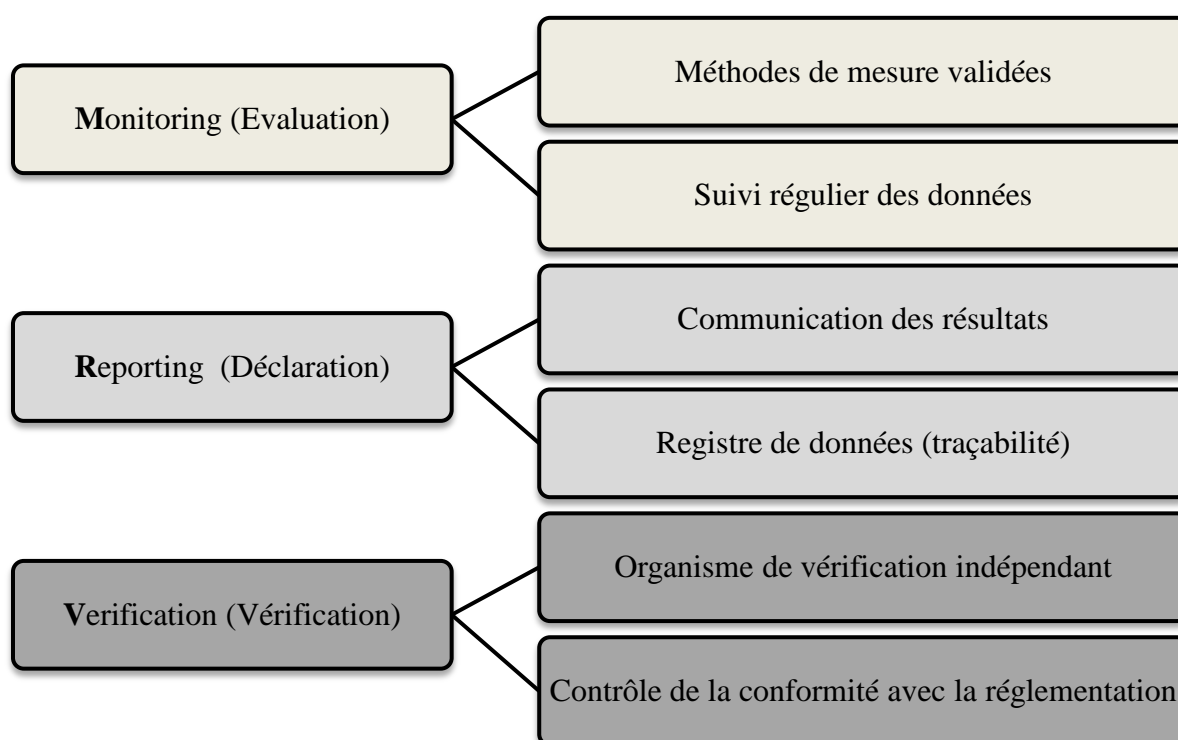
<sup>6</sup> La crédibilité d'un système est définie par la confiance qu'a l'opinion publique (entités réglementées et non réglementées) dans le bon fonctionnement du système et dans sa capacité à sanctionner en cas de non-respect.

### 1.2.2.1 Le système de contrôle : suivi, déclaration et vérification

Le système de suivi, de déclaration et de vérification (Monitoring, reporting and verification - MRV) est un point central des ETS, car il garantit la crédibilité du système. La rigueur de ce processus informationnel est dépendante du respect des grandes étapes qui le compose (voir Figure 11).

Les méthodes utilisées par l'entité pour mesurer ses rejets de GES doivent être reconnues par les autorités publiques ou les organismes en charge de vérifier les déclarations. Pour que cette évaluation soit cohérente, elle doit pouvoir mettre en exergue les sources d'émission et les facteurs influençant leurs évolutions. Dans la deuxième étape qui compose le système MRV, la communication des résultats doit être homogénéisée pour vérifier une cohérence d'ensemble. Les registres de données nécessitent d'être claires et comparables afin d'avoir une traçabilité efficace des niveaux et des sources d'émission. La dernière étape est la vérification des déclarations faites par les entités. L'organisme en charge du contrôle des résultats doit être indépendant de tout conflit d'intérêts.

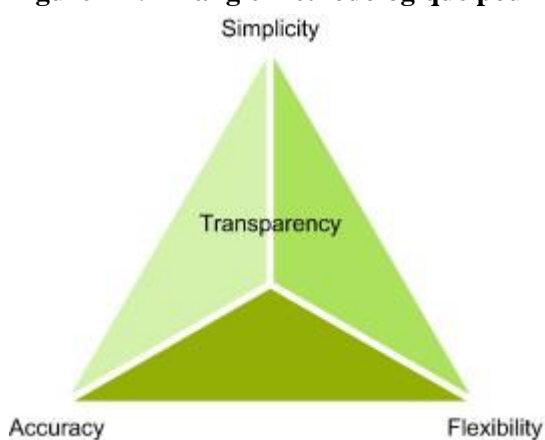
Figure 11 : Éléments de base à la définition d'un système MRV



Source : l'auteur

La récolte des données est fondamentale dans la construction d'un système de permis négociables afin d'évaluer au mieux la responsabilité de chaque secteur et entreprise dans les émissions totales de GES du pays. Les seuils et les efforts de réductions demandés ne peuvent être déterminés sans une connaissance de la quantité et de la structure des émissions. Il est donc essentiel que toutes les étapes du système MRV soient *fiables* pour limiter les fraudes, les erreurs et garantir l'atteinte des objectifs. Pour que les entités puissent fournir des informations justes, il est important qu'elles puissent comprendre l'objet de la demande et qu'elles puissent mobiliser les moyens nécessaires pour y parvenir. Un système MRV *simple* est nécessaire pour limiter les problèmes techniques, d'autant plus que les acteurs d'un secteur ne font pas face aux mêmes défis de récolte des données que dans un autre secteur. Il n'est donc pas possible d'imposer exactement les mêmes processus de récolte dans chaque branche de l'économie. L'approche se doit d'être également *souple* pour garantir l'adhésion de tous les maillons d'une chaîne. (Auvinen et al., 2014) synthétisent le défi méthodologique qui consiste à concilier la simplicité, l'exactitude et la flexibilité, tout en assurant la transparence, dans une figure que nous retrouvons ci-après (Figure 12).

**Figure 12 : Triangle méthodologique pour un système MRV efficace**



Source : (Auvinen et al., 2014)

Il est nécessaire que chaque entité fournisse l'information concernant l'évolution de ses émissions afin d'avoir un suivi régulier de la progression des rejets de CO<sub>2</sub> au niveau global, sectoriel et par entité. Comme nous venons de le défendre, le système MRV se doit d'être rigoureux ; cependant, plus le mécanisme est implacable plus il est coûteux. Les décideurs politiques doivent arbitrer, une fois de plus, entre efficacité environnementale et efficacité économique. Ceci est d'autant plus difficile que la crédibilité du système MRV peut être charnière dans l'avenir d'un ETS, de par le rôle central qu'il joue dans la viabilité même du marché du carbone (Ranson et Stavins, 2013a; Zhang et al., 2011).

En Californie des déclarations obligatoires ont été demandées aux entreprises depuis 2008. En Europe, afin de promouvoir l'efficacité administrative et une approche harmonisée dans les États membres, la Commission européenne a diffusé des modèles électroniques pour les rapports annuels d'émission. La publication de lignes directrices a pour but de promouvoir une application plus harmonisée et efficace de la réglementation dans tous les États membres, et le soutien à la reconnaissance mutuelle nécessaire de vérificateurs accrédités (Zetterberg, 2012). En Chine, la NDRC élabore actuellement un système national électronique de notification et de vérification. De plus, la conception d'un système MRV commun à l'ensemble des programmes-pilotes est en construction.

Jusqu'à présent, les programmes pilotes se sont basés sur une gamme de sources et d'expériences internationales pour la conception des procédures d'évaluation, de déclaration et de vérification des données. Dans de nombreux cas, les pilotes ont établi un partenariat avec des registres existants pour développer leur propre système MRV. Le « Tianjin Climate Exchange » est une référence en la matière. Il a été créé en 2008 par un partenariat comprenant l'une des plus grosses sociétés mondiales, la PetroChina, le plus vieux système d'échange de permis d'émissions, le « Chicago Climate Exchange » et le « Tianjin Property Rights Exchange » qui depuis 1994 gère l'échange de droits de propriété de Tianjin. La plupart des programmes pilotes ont également exigé des entreprises non réglementées qu'elles déclarent leurs émissions annuelles afin de renforcer les capacités d'évaluation et de suivi de l'évolution des émissions de GES. Cela permet de réduire le déficit informationnel et clarifie la vision des pouvoirs publics. Une étape importante vers un ETS national implique la poursuite du développement et de la coordination des inventaires de consommations énergétiques et d'émissions de CO<sub>2</sub> (Chang et Wang, 2010; Qian, 2013).

### 1.2.2.2 La question cruciale de l'allocation des permis

La méthode choisie pour allouer les permis aux entités réglementées peut être un moyen pour favoriser l'acceptabilité publique et politique. Le mode d'attribution n'influe pas l'efficacité du système, mais peut permettre de réduire le coût de la politique climatique pour certains acteurs. L'allocation peut se faire, soit au travers d'une mise aux enchères, soit gratuitement selon deux méthodes distinctes : sur la base de données historiques (grandfathering) ou sur des facteurs de référence (benchmarking). La première méthode d'allocation gratuite attribue les permis en fonction des niveaux passés d'émission pour l'entité, tandis que la seconde se réfère aux rejets moyens du secteur. Le choix entre une gratuité ou une mise aux enchères renvoie aux préoccupations de compétitivité<sup>7</sup> des entreprises soumises aux quotas. En effet, pour parer au risque de délocalisation, dans les premières phases de fonctionnement, les allocations sont, dans une large mesure, allouées gratuitement. La vente aux enchères est souvent citée comme une mesure d'allocation complémentaire dont la part devrait augmenter au fil des années. Cela permet d'accorder un temps d'adaptation aux entités réglementées.

Dans la phase 3 du SCEQE, plus de 40% des quotas ont été distribués via des ventes aux enchères. Pour le reste, le benchmarking a été préféré aux clauses de droits acquis. L'attribution gratuite dans le système européen dépend d'un facteur d'exposition de fuite de carbone. La mise aux enchères quasi intégrale est appliquée uniquement dans le secteur de l'électricité qui n'est pas exposé à la concurrence internationale. Pour l'aviation, 15% des permis ont été mis aux enchères sur l'ensemble de la période 2013-2020 tandis que les secteurs identifiés comme éligibles pour la compensation de fuite de carbone reçoivent 100 % des quotas gratuitement. L'intention de l'Union européenne est de parvenir à 70 % d'enchères en 2020 et aucune allocation gratuite aux alentours de 2027 (Zetterberg, 2012). En Californie, pour les secteurs les moins exposés au commerce et aux risques de fuite, la part de permis

---

<sup>7</sup> Rapport d'information fait au nom de la commission des finances sur le fonctionnement et la régulation des marchés de quotas de CO<sub>2</sub>: « Un secteur ou sous-secteur est considéré comme exposé à un risque important de fuite de carbone :

- si la somme des coûts supplémentaires directs et indirects induits par la mise en œuvre de la directive 2009/29/CE précitée entraîne une augmentation des coûts de production d'au moins 5 % de la valeur ajoutée brute, et l'intensité des échanges avec des pays tiers, défini comme le rapport entre la valeur totale des exportations vers les pays tiers plus la valeur des importations en provenance de pays tiers et la taille totale du marché pour la Communauté (chiffre d'affaires annuel plus total des importations en provenance de pays tiers), est supérieure à 10 % ;

- ou si la somme des coûts supplémentaires directs et indirects induits par la mise en œuvre de la directive entraînerait une augmentation d'au moins 30 % de la valeur ajoutée brute ;

- ou si l'intensité des échanges avec des pays tiers est supérieure à 30 % » (Keller, 2009)

gratuits a été ramenée de 100% en première période (2013-2014) à 50% en 2<sup>ème</sup> période (2015-2017) et devrait passer à 30% en 3<sup>ème</sup> période (2018-2020).

En Chine, seul Guangdong a mis 3% de son plafond annuel aux enchères. La participation est toutefois obligatoire pour les entreprises, qui doivent d'abord acheter 3% des permis aux enchères avant d'être doté des 97% restants de permis gratuits. Les cinq programmes-pilotes chinois testent les deux méthodes d'allocation. Shanghai a adopté le benchmarking pour les entreprises des secteurs de l'électricité, de l'aviation, ainsi que pour les aéroports et les sociétés portuaires, et le grandfathering pour les travaux publics et les autres industries. Beijing s'est basée sur les émissions enregistrées entre 2009 et 2012 pour l'allocation initiale de quotas (Li et al., 2014).

Shenzhen teste une nouvelle forme d'allocation pour le secteur manufacturier. Ce secteur est caractérisé par une croissance rapide et extrêmement fluctuante d'où une sérieuse difficulté à anticiper la production à venir et de fait les émissions associées par entité réglementée. Il existe une importante asymétrie de l'information entre les firmes et le gouvernement qui ne dispose pas de renseignements suffisant concernant le développement futur des entreprises. La fluctuation rapide des niveaux de production manufacturiers et le désavantage informationnel que subissent les pouvoirs publics rendent difficile la mise en place d'une distribution de quotas adaptée. Shenzhen utilise donc un procédé qui s'appuie sur la théorie des jeux répétés et concurrentiels (Xiong et al., 2017; Ye et al., 2015). La méthode consiste à transférer le jeu initial gouvernement-entreprises à un jeu entreprises-entreprises. Le rôle du gouvernement se limite à la définition d'un plafond d'émission pour le secteur, à formuler des règles et organiser des procédures de jeu. Les entités réglementées rentrent alors en négociation. À la suite de ces interactions, résultat de stratégies individuelles et fonction de leur propre perspective de croissance, il est défini une répartition de quotas entre toutes les parties prenantes. Les entreprises satisfaites de leur affectation peuvent choisir d'accepter les indemnités et quitter le jeu. Les autres ont la possibilité de repartir pour un deuxième tour de négociation avec les entreprises restantes pour les permis encore disponibles. La quantité étant figée, les allocations disponibles vont ainsi diminuer au fur et à mesure que les tours vont se jouer. En définitive, cette méthode permet une meilleure diffusion de l'information et donne aux entreprises la responsabilité de la distribution des quotas (Jiang et al., 2014; Sopher, 2012).



### *1.2.2.3 Les pénalités pour non-conformité*

Les ETS étant obligatoires, pour garantir la conformité, les entités réglementées doivent, à la fin de chaque année, remettre une quantité de quotas ou de compensations équivalente à leurs émissions vérifiées de GES. Les entités qui ne remplissent pas leurs obligations seront pénalisées. De manière générale elles devront payer une pénalité dissuasive pour chaque tonne excédentaire d'eqCO<sub>2</sub>. Cette caractéristique est essentielle pour inciter les parties prenantes au système à ne pas être défaillant à la réglementation. Il est nécessaire d'éviter tout effet d'opportunisme, présent chez tout agent économique<sup>8</sup>.

Dans le SCEQE, le montant des condamnations pour non-respect s'élève à 100 euros par tonne d'eqCO<sub>2</sub>. En Californie, les amendes sont évaluées en vertu de l'article 38580 du Code de la santé et de la sécurité. En plus de l'application de la loi via le jugement de l'entreprise, celle-ci devra également s'acquitter du nombre de permis, dont elle est déficitaire, multipliée par quatre. L'achat des permis se fait sur le marché court terme. Un quart de ces quotas sont retirés (quantité équivalente aux tonnes de carbones qui faisaient défaut à l'entreprise pour sa conformité). Les trois quarts restants (quantités supplémentaires achetées par l'entreprise) sont mis aux enchères par l'État pour conserver les objectifs initiaux de réduction (Shen et al., 2014). Les ETS chinois n'ont pas de politiques homogènes concernant la non-conformité des entités réglementées. À Guangdong, Shanghai et Hubei, les entreprises qui ne versent pas suffisamment d'indemnités pour compenser leurs émissions auront deux fois le montant des allocations manquantes, déduites de leur allocation pour l'année suivante et une amende de 10 000¥ (1 309€) à 50 000¥ (6 544€). Shenzhen, Fujian et Pékin condamnent les entreprises à payer une amende équivalente à trois fois le prix de marché moyen des six derniers mois et les allocations manquantes sont déduites de l'allocation de l'année suivante. À Pékin, les entreprises défaillantes perdent l'accès à des fonds publics pour la conservation de l'énergie et ne seront pas admissibles pour demander des subventions d'efficacité énergétique. Tianjin empêche les entreprises non conformes de profiter des avantages de politiques préférentielles telles que des prêts à faible taux d'intérêt. Dans l'ensemble, cette combinaison de sanctions économiques et réglementaires vise à décourager fortement la non-conformité (D. Zhang et al., 2014b).

---

<sup>8</sup> Voir Williamson (1996) et sa thèse de l'opportunisme. Il défend l'idée selon laquelle l'agent économique contractuel diffère de l'Homo economicus en ce sens qu'il est prêt à ne pas respecter la réglementation pour défendre ses intérêts. L'État doit ainsi l'inciter à ne pas négliger la politique.

### 1.2.3 Éléments influençant le prix des permis

D'autres options de régulation sont également mises en place par certains gouvernements pour contrôler ou influencer le coût marginal de réduction des émissions. Ces mesures consistent à intervenir directement sur le marché ou à ouvrir le marché à d'autres options de réduction. Nous analysons ces options dans le cas spécifique des systèmes en fonctionnement en Europe, en Chine et en Californie.

#### *1.2.3.1 Les crédits compensatoires et l'emprunt pour diminuer les coûts de réduction*

Un crédit compensatoire correspond à une réduction d'émission de GES effectuée par une entité n'ayant pas d'obligations de conformité avec le système de permis négociables. Pour que le crédit soit valide, l'organisme doit apporter la preuve que la réduction des émissions n'aurait pas eu lieu en l'absence de la compensation financière due à la vente du crédit. Les crédits compensatoires ont pour but de diminuer les coûts de conformité pour les entreprises réglementées sans pour autant compromettre l'intégrité environnementale du système puisque la réduction des émissions a bien lieu. Chaque système dispose de ses propres règles dans le domaine.

Pour le SCEQE, l'utilisation de ces crédits est limitée aux compensations produites dans le cadre de l'application du Protocole de Kyoto : le Mécanisme de Développement Propre (MDP) et la Mise en Œuvre Conjointe (MOC). Le système européen refuse les projets de réduction des gaz HFC, les projets nucléaires, les grands barrages hydroélectriques qui ne respectent pas les lignes directrices de la Commission mondiale et les projets de destruction de N<sub>2</sub>O provenant de la production d'acide adipique... Le SCEQE accepte que la moitié des réductions au cours de la phase II et III (période 2008-2020) puisse être réalisée par l'achat de crédits MDP et MOC, soit environ 1,6 milliard de crédits.

En Californie, les crédits compensatoires sont soumis à une clause d'annulation si les crédits s'avèrent résulter d'une surestimation des réductions de GES. Cette disposition a suscité de vives critiques, car elle place la responsabilité potentielle sur les acheteurs de crédits (Kossoy et Guigon, 2012; Qi, 2013). Les installations californiennes peuvent utiliser des compensations pour un maximum de 8% de leurs obligations de conformité.

Tous les programmes-pilotes chinois acceptent les CCER (Chinese Certified Emission Reduction) afin d'encourager l'adoption de mesures efficaces dans les secteurs et les régions chinoises non couvertes par les ETS. Les CCER correspondent à des réductions effectuées sur le territoire chinois par des entreprises non soumises à un ETS. Ces crédits sont vérifiés et certifiés par le « China Quality Certification Center ». La plupart des programmes pilotes acceptent que 10% des obligations des entités réglementées soient satisfaites via des CCER. Chongqing, Beijing et Shanghai tolèrent respectivement que 8%, 5% et 1% de l'objectif soit atteints grâce à ces crédits compensatoires. En plus de réduire le coût pour les entités réglementées, les CCERs devraient également améliorer la capacité à mettre en place un ETS national en améliorant la connaissance du système à l'extérieur des provinces et municipalités pilotes. Les CCERs pourraient en effet soutenir la transition d'une structure de projet à un système de plafonnement et d'échange national (Ecofys, 2013a).

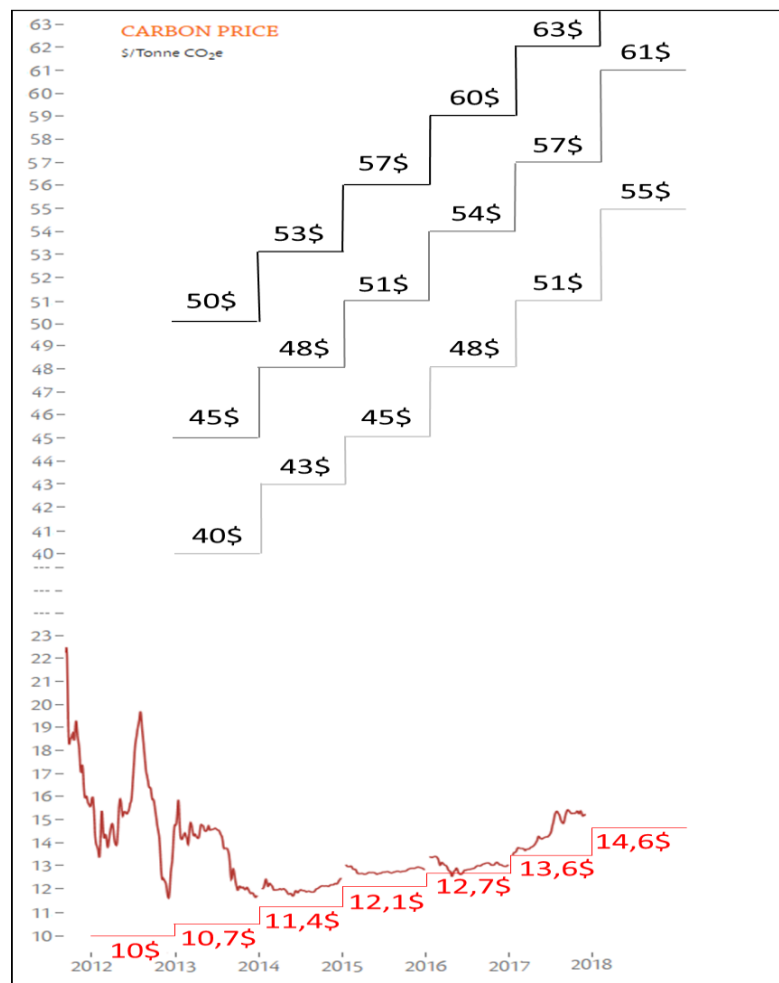
D'autres dispositions peuvent également affecter, à la hausse ou à la baisse, la valeur des permis. Les mesures, qui rendent possibles leur mise en réserve pour la période de conformité suivante, permettraient aux entités réglementées, un arbitrage entre la vente du permis dès à présent et sa vente/utilisation dans une autre phase. Si le prix est bas, les entreprises seront incitées à les conserver. Cela est susceptible de créer une contraction de l'offre sur le marché donc de faire augmenter le prix. L'ensemble des programmes chinois et californien accepte aujourd'hui l'utilisation a posteriori des permis. Le SCEQE ne permet plus la mise en réserve entre les phases, mais rend possible, dans une certaine mesure, l'emprunt entre les années. En effet, les quotas sont délivrés en février pour l'année et les allocations de l'année précédente rendues en avril. Cela signifie que les permis disponibles au moment de l'observation correspondent à deux ans d'allocation.

### ***1.2.3.1 Contrôle du prix des permis sur le marché***

L'encadrement des prix est un moyen pour les décideurs politiques d'encourager les initiatives de réductions des émissions de GES ou/et de borner le coût de la politique pour les entités réglementées. La mise en place d'un tarif planché, lors de la vente des permis, permet d'inciter les entreprises à investir dans l'efficacité énergétique ou dans les technologies bas carbone. Ainsi, l'aspect environnement prend le dessus sur l'économique. À l'inverse, un prix plafond limite le coût de la politique climatique pour les entreprises, mais desserre les objectifs de réduction.

Pour répondre à l'incertitude concernant les coûts supportés par les entreprises, l'État californien a décidé de mettre en place des déclencheurs de prix encadrant la valeur des permis. Dans un premier temps, pour limiter l'exposition des participants à un prix élevé, 4% des allocations sont mises de côté chaque année comme une réserve pour contenir les prix (PCR - Price Containment Reserve). Ces allocations seront disponibles pour les participants à un prix fixe jusqu'à épuisement de la réserve. Elles peuvent être vendues à trois niveaux de prix. En 2013, ils étaient à 40\$, 45\$, et 50\$/teqCO<sub>2</sub> et seront pour l'année 2018 de 55\$, 51\$ et 68\$. Ces prix augmentent chaque année de 5% en plus de l'inflation. Cette réserve a été mise en place, un an après l'ouverture du marché, suite à la forte volatilité des débuts et afin de rassurer les entités en donnant une visibilité sur les cours du carbone. Si cette réserve est épuisée, il n'y a plus de certitude sur les prix. Toutefois, le « California Air Resources Board » estime que la réserve est suffisante pour les contenir, d'autant plus que la question est plutôt aujourd'hui tournée vers la mise en place du mécanisme de prix planchés (Borenstein et al., 2015). Des craintes demeurent quant à la possibilité qu'un prix relativement faible du carbone ait du mal à stimuler l'investissement. La Californie ne veut pas reproduire les problèmes rencontrés dans l'ETS de l'UE où un surplus de quotas de carbone a conduit une chute du prix. Le prix planché était fixé à 10\$ la tonne en 2012 et augmente depuis de 5% par an en plus de l'inflation. Il se situait à 13,57\$ en 2017 (voir Graphique 4). L'« Air Resource Board » (ARB), en charge de la qualité de l'aire pour l'État de Californie, place en réserve autant d'indemnités nécessaires pour faire augmenter le prix sur le marché. Toutes ces indemnités sont conservées par le régulateur et seront remises en vente aux enchères qu'à partir du moment où le prix dépasse le prix planché pour deux trimestres consécutifs. Le retour est soumis à une limite de 25% du nombre total de permis par trimestre pour éviter de faire rechuter le prix (Kosoy et Guigon, 2012).

**Graphique 4 : Encadrement des prix et cours de la tonne de CO<sub>2</sub> en Californie**



Source : l'auteur, à partir des données du Climate Policy Initiative (2018)

Selon les décideurs politiques chinois, le macro-contrôle du gouvernement doit également être présent pour corriger des prix de marché lorsqu'ils sont considérés trop faibles ou trop élevés. Les programmes pilotes cherchent donc à contrôler les fluctuations importantes de prix par la gestion du volume de permis en circulation. Sur le modèle californien, deux soupapes de sécurité ont été créées. Une surallocation de quotas est offerte en situation de pic des prix sur le marché et une contraction de l'offre est réalisée par le rachat de permis si, à l'inverse, le prix vient à chuter. Les programmes municipaux et provinciaux disposent donc d'un volume d'allocations en réserve et d'un fonds monétaire afin d'être en capacité d'intervenir sur le marché (Jiang et al., 2014). Les détails sur les réserves, leurs tailles et conditions de déclenchement diffèrent d'une juridiction à l'autre. Initialement en 2013, Guangdong avait fixé un prix planché à 60¥ (8,8€), puis l'a abaissé à 25¥ (3,7€) pour finalement offrir un demi-million de quotas au prix de 10¥ (1,3€). Beijing propose une intervention si le prix moyen dépasse 150¥ (20,3€) ou est inférieur à 20¥ (2,7€) pendant dix jours consécutifs. Pour les six programmes restants, les agences de régulations interviennent

avant tout pour réduire les risques de fluctuations trop importantes sur les marchés. Le but étant d'avoir une évolution progressive des prix en limitant l'emballement spéculatif ou qu'ils ne chutent pas brutalement. À noter que Shenzhen utilise une prime d'incitation pour contrôler les prix. La municipalité chinoise verse des compensations financières aux entités qui ont engagé des réductions supplémentaires à leur objectif. Si les entreprises disposent de plus de permis que d'émission de CO<sub>2</sub> alors ils reçoivent des primes. C'est une incitation à ne pas les vendre dans la mesure où la prime est supérieure au prix sur le marché. Cela crée une contraction de l'offre et devrait pousser à la hausse la valeur des permis jusqu'au niveau de la prime. Cette mesure fonctionne comme un prix planché tout en incitant les entités à mettre en place des réductions (Ecofys, 2013b; Zetterberg, 2012).

Dans le SCEQE même s'il n'y a pas de mécanismes explicites de contrôle des prix, depuis 2013 une nouvelle disposition est appliquée en cas de variation trop importante de la valeur des quotas sur le marché. Si, pendant plus de six mois consécutifs, le prix est plus de trois fois le prix moyen au cours des deux années précédentes, la Commission peut (après réunion des États membres) soit permettre aux États membres de mettre aux enchères une partie des futures quantités ou vendre aux enchères jusqu'à 25 % des quotas restant dans la réserve pour les nouveaux entrants. Afin de faire remonter les cours, un pourcentage de permis serait retiré chaque année du marché à compter de 2019 et l'idée d'un prix planché alimente les débats autour de la réforme du marché européen.

#### 1.2.4 Conclusion : facteurs institutionnels et différenciation des designs d'ETS

Pour notre travail de recherche, nous avons retenu la définition d'institution comme *un système de règles, de croyances, de normes et d'organisation qui, ensemble, implantent et mettent en œuvre, par le consentement et/ou la contrainte, des modes d'organisation des transactions*. Cette représentation du terme institution est le résultat des définitions fournies par Aoki et Greif (Chavance, 2012; Greif, 2009; Greif et Laitin, 2004; Martin, 2010). À partir de cette définition, nous retiendrons quatre caractéristiques structurelles qui ne sont pas influencées par les particularités institutionnelles des pays :

- La définition des objectifs en valeur absolue. Malgré une incertitude importante sur la croissance économique des zones pilotes chinoises et des objectifs alloués par le gouvernement central en intensité carbone, l'instance décisionnelle chinoise exige des ETS un cap sur les émissions. Cette caractéristique semble évoluée avec la construction du système de permis négociables national. La Chine se tourne vers la mise en place d'une cible de réduction du contenu carbone de l'électricité. Dans notre cas d'étude, nous confirmons l'homogénéité de la définition du cap en valeur absolue, toutefois nous ne faisons pas de cette conclusion une règle.
- La régulation du CO<sub>2</sub>. Le contrôle des émissions de CO<sub>2</sub> est incontournable dans la construction d'un ETS ayant pour but de réduire les rejets de GES. Dans tous les marchés étudiés, le CO<sub>2</sub> est une base commune indispensable pour limiter l'effet de serre.
- La mise en place d'un système MRV. La rigueur de ce processus informationnel est essentielle pour garantir la fiabilité de l'ETS. Tous les gouvernements, nationaux et provinciaux, ont exigé, avant même la mise en place de leur système, un inventaire des émissions. Celui-ci se renforce chaque année afin de limiter les fraudes, les erreurs et garantir la véracité de l'atteinte des objectifs.
- Le système de pénalité. Pour maintenir l'ordre général du système, l'organisme de régulation doit inciter les parties prenantes à se conformer à la réglementation. En ce sens, les ETS disposent d'un mécanisme de pénalités pour éviter que les entreprises ne délaissent le système.

Ces éléments de design ne sont pas influencés par l'environnement institutionnel, mais nous retiendrons trois caractéristiques institutionnelles qui influencent la structure des ETS :

- L'échelle administrative. En d'autres termes le niveau dans la hiérarchie administrative où se situe l'ETS. En effet, les programmes pilotes chinois ont dû se conformer aux exigences du gouvernement central. À ce titre, provinces et municipalités étaient dans l'obligation d'accepter les crédits CCER (Chinese Certified Emission Reduction) afin d'inciter la participation au mécanisme des entreprises non soumises à un ETS. La Californie a dû s'adapter au contexte plus global de l'État fédéral. L'interconnexion électrique avec le reste du pays a obligé la Californie à construire un ETS qui régule les émissions de GES importées avec l'importation d'électricité. Le système communautaire européen doit évoluer avec les rigidités qu'impose un système international de permis négociables.

- Le tissu économique. Pour que l'ETS puisse fonctionner, il faut que les entités soient relativement faciles à contrôler et soient également représentatives des émissions de CO<sub>2</sub>. Le nombre d'entreprises réglementé ne doit pas être trop important pour être contrôlable, mais doit représenter une part significative des émissions du secteur pour être efficace. À ce titre, dans le secteur secondaire, seules les industries grandes consommatrices d'énergies sont incluses dans l'ETS. À l'inverse 100% des rejets de GES du secteur électrique sont intégrés dans les systèmes européen et californien.

- La confiance dans le marché. L'utilisation plus ou moins importante du mécanisme d'enchères dépend de la maturité du système de permis négociables. On constate qu'à l'ouverture des marchés, l'Europe, la Californie et les programmes pilotes chinois attribuaient gratuitement 100% des quotas. Cette proportion diminue en faveur de l'enchère au fur et à mesure que les ETS se renforcent. L'encadrement des prix en Californie et dans les programmes pilotes chinois résulte de la crainte d'une valeur carbone trop faible (n'incitant pas les investissements de long terme) ou d'un coût carbone trop élevé (pénalisant l'économie de la zone). Cela permet de soutenir les mesures bas-carbone et de préserver les entités réglementées d'une contrainte climatique trop forte. Ces mesures tendent à limiter certains risques pouvant résulter du mécanisme de marché.

Les caractéristiques institutionnelles jouent donc un rôle prépondérant dans la construction des systèmes de permis négociables. Nous définissons dans la section suivante les éléments de design susceptibles d'évoluer face aux problèmes observés sur les ETS et leurs perspectives de développement affichés par les gouvernements.



### **1.3 La volonté politique de long-terme influence le design futur des ETS**

Dans cette section nous analysons la viabilité des systèmes de permis ainsi que leurs perspectives de développement comme vecteurs d'évolution structurelle des ETS. L'objectif est de mettre en exergue les ambitions politiques que les gouvernements donnent à leurs mécanismes de marché pour déterminer les modifications de design.

#### **1.3.1 La viabilité relative des différents systèmes**

Nous analysons la viabilité des ETS à partir du critère unique des prix et de leurs évolutions dans le temps. Nous ne prétendons pas répondre à la question de la viabilité dans sa globalité, mais nous estimons pouvoir ainsi mettre en avant certaines difficultés susceptibles de compromettre la pérennité et l'efficacité des ETS. Deux aspects sont essentiels : le niveau de prix (nous affichons les prix au 1<sup>er</sup> janvier 2018 dans le Graphique 5) et leur stabilité. Selon la théorie, les prix correspondent aux coûts marginaux de réduction, c'est-à-dire à l'effort économique qui devrait être engagé par une entité pour réduire une unité supplémentaire de GES. Un prix faible est donc source d'efficacité dans la mesure où l'objectif de réduction est atteint. Cependant, le but d'un système de permis négociables est également de fournir un signal de prix suffisamment fort pour stimuler les investissements à long terme dans les technologies à faible intensité carbonique (Brink et al., 2016). Si le coût de la tonne de GES émise n'est pas assez élevé alors l'incitation aux mesures de long-terme n'est pas présente.

La stabilité des prix est, quant à elle, nécessaire pour donner les incitations appropriées à l'innovation environnementale (Sanin et al., 2015). À partir d'une analyse sur le marché à terme des prix et des volumes échangés dans le SCEQE, (Baliotti, 2016) montre que les industries européennes participent plus fréquemment aux échanges lorsque la volatilité est plus faible. La compréhension du lien entre l'activité d'échange et la volatilité est importante pour évaluer l'efficacité d'un ETS et l'auteur met en avant l'intérêt d'une certaine stabilité des prix pour améliorer l'intégration de l'information par les parties prenantes au système.

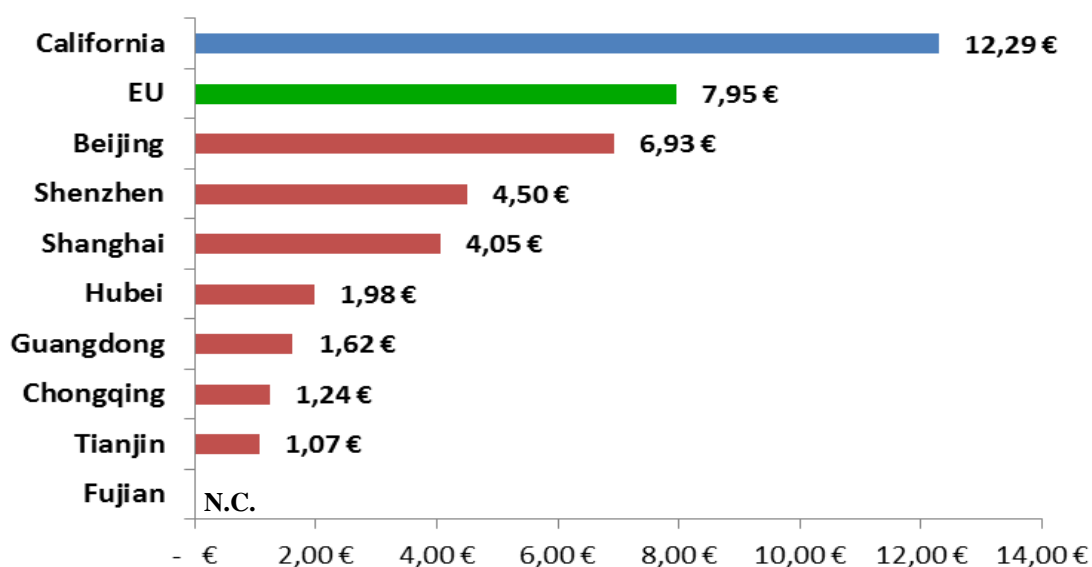
Pour le SCEQE, bien que les prix des permis fussent en moyenne de 22€ dans la seconde moitié de 2008, ils ont chuté en dessous de 3€ en mai 2013. Ils stagnent aujourd'hui entre 6€ et 8 € (voir Graphique 5) et devraient rester bas pendant une longue période ce qui soulève des inquiétudes quant au fonctionnement du SCEQE en tant que système d'incitation

à la réduction des émissions de carbone à long terme. En effet, bien que système garantisse un niveau d'émission de GES annuel, de nombreux observateurs font valoir que le faible prix du carbone est un mauvais signal (Brink et al., 2016 ; Sanin et al., 2015). Le prix bas n'inciterait pas suffisamment l'UE à investir actuellement dans des technologies à faible intensité carbonique, ce qui est jugé crucial pour atteindre ses objectifs de réduction des émissions en 2050. Trois facteurs expliquent ce prix relativement faible sur le marché européen : la récession économique, les politiques d'énergies renouvelables et l'utilisation des crédits internationaux (Koch et al., 2014). En effet le ralentissement de la production de richesse en Europe a limité les émissions de GES. Cela conjugué aux subventions dans le secteur de l'électricité verte a permis aux entités réglementées l'atteinte des objectifs de réduction à un coût relativement faible. (Declercq et al., 2011) estiment même qu'en 2008 les objectifs d'atténuation du secteur électrique ont été atteints en grande partie par la baisse de la consommation d'électricité due au ralentissement économique et non pas le résultat d'incitations dues au SCEQE.

À partir d'un modèle de simulation du secteur européen de l'électricité et en comparant une simulation de référence historique avec les scénarios contre-factuels, ils estiment que la baisse du prix du CO<sub>2</sub> en 2008 s'est traduite par une augmentation des émissions d'environ 30 millions de tonnes comparées à un prix constant (équivalent à une taxe). Le système européen n'a donc eu que peu d'effet sur l'effort de réduction qui est en réalité le résultat d'un ralentissement économique et du soutien aux énergies renouvelables. Depuis bientôt dix ans, les émissions européennes ont diminué plus rapidement que prévu et le SCEQE n'a pas réussi à rattraper cette réalité, d'où un prix de marché en dessous des 10€ par tonne de CO<sub>2</sub>. D'un point de vue de leur volatilité, on constate une forte instabilité du marché avant 2008, mais pas après. Ce résultat est cohérent avec la littérature qui montre que le SCEQE représentait, au cours de la période d'essai, un marché relativement peu liquide et concentré entre quelques acteurs dans lequel le manque de transparence et le flux discontinu d'informations disponibles ont joué un rôle déstabilisateur. À partir de la phase 2, le marché s'est fortement développé tant en nombre de transactions qu'en nombre de participants. En Europe, le marché est liquide et dispose d'une certaine atomicité qui permet d'éviter les chocs de prix. Le problème européen naît principalement d'une valeur carbone trop faible, n'incitant pas les investissements long-termes dans la réduction des rejets de GES.

Afin de parvenir à un mécanisme de marché qui stimule l'innovation, le besoin de réforme du SCEQE apparaît clairement. Une révision du système qui pourrait avoir lieu pour la période post 2020. Les mesures proposées sont la mise en place d'un prix planché ou encore l'extension du système au secteur des transports. L'inclusion des émissions issues du déplacement de personnes et de marchandise est une question de plus en plus débattue. La nécessité de réglementer les rejets de GES du transport et le besoin d'un prix du carbone plus élevé peut s'avérer complémentaire. Nous traiterons de cette question dans le Chapitre 3-.

**Graphique 5 : Prix des permis au 01/01/2018 dans les 10 systèmes étudiés (en €<sup>9</sup>)**



Sources : (CaliforniaCarbon.info, 2018; ChinaCarbon.net.cn, 2018; EEX, 2018)

À son ouverture en 2012, le marché californien a connu des variations importantes avec une chute du prix des permis de 23\$ à 13\$ en quelques mois pour ensuite reconnaître une hausse à 20\$ (voir Graphique 4 dans la sous-section précédente p.54). En 2013, la valeur de la tonne de CO<sub>2</sub> va chuter et se stabiliser autour de 12\$ suite à de nouvelles données d'inventaire qui ont montré que les émissions réelles étaient nettement inférieures aux prévisions. Le prix élevé des débuts est assez récurrent. Le volume de permis échangé la première année est assez faible, ce qui explique les chocs de prix et un cours qui est très volatile. Depuis le linking de son ETS avec celui du Québec, la valeur des permis est stable, résultat d'une confiance croissante dans le marché et d'une meilleure compréhension du système par les entités réglementées (Cullenward et Coghlan, 2016).

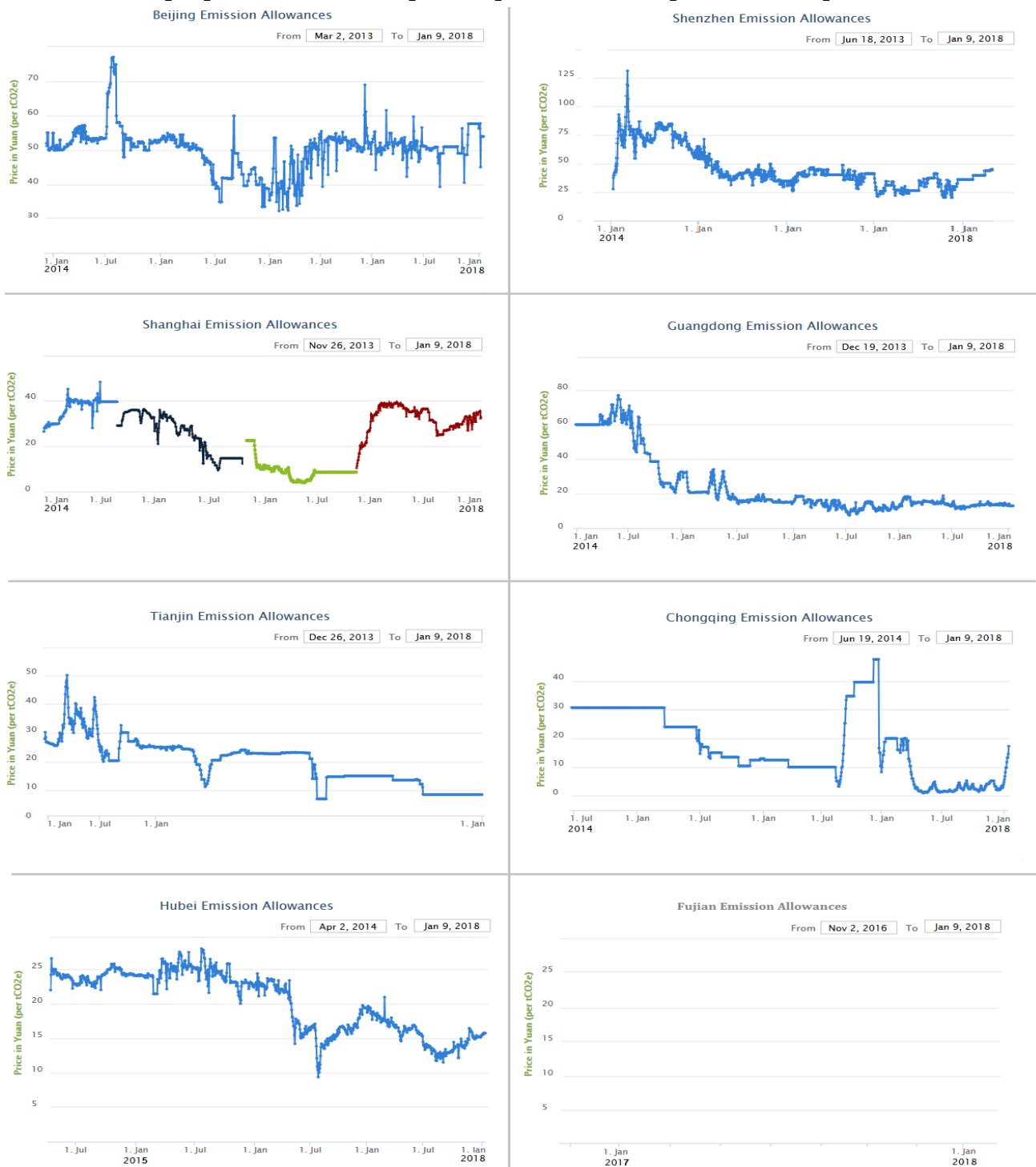
<sup>9</sup> Afin de pouvoir comparer le prix des permis, nous les avons convertis en euro. Nous avons retenu 1€ = 7,81¥ et 1€=1,20\$ au premier janvier de l'année 2018.

Parallèlement, l'augmentation de la taille du marché accroît la liquidité et limite l'instabilité. Depuis 2014 et selon l' « Intercontinental Exchange » (ICE, 2017), les prix sont très proches du prix planché et augmentent progressivement avec la hausse de ce prix minimum. À l'image de l'Europe, l'innovation technologique, plus rapide que prévu, ainsi que le ralentissement économique de 2008-2009 ont contribué à faire chuter la valeur carbone (IETA, 2013). Toutefois, la mise en place d'un mécanisme de soutien aux prix des permis garantit la stimulation de l'investissement plus long terme. L'élargissement de son marché au secteur du transport vise également à faire monter les prix. Cette solution est récurrente, c'est pourquoi nous analyserons la question de l'intégration du transport dans un ETS dans le chapitre 3.

Du côté des programmes pilotes, si l'on exclut la capitale chinoise, les prix des permis dans les programmes pilotes varient entre 1€ et 4,5€ au début de l'année 2018 (Graphique 5). L'écart de prix entre les programmes chinois semble en partie corrélé à la taille des marchés. Plus la quantité d'émission de GES inclus dans le système est petite, plus le prix semble élevé. Les prix plus élevés du carbone sont donc le résultat d'un manque d'options de réduction résultant d'une couverture plus étroite (Yang et al., 2016). Cela ne permet pas de garantir des investissements de long terme étant donné la faible participation au marché. À ce titre, Zhao et al. (2016) estiment à partir d'une analyse empirique des programmes pilotes que leur efficacité commerciale n'est pas satisfaisante pour quatre raisons : une valeur carbone trop faible, des volumes échangés insuffisants, un manque de liquidité et de transparence. Par contre les prix se sont stabilisés de manière générale après quelques mois de fonctionnement pour la plupart des programmes pilotes. En effet, à l'inauguration du marché de Shenzhen, les permis ont été échangés à environ 30¥ par tonne pour ensuite s'envoler à 130¥ mi-octobre et enfin se stabiliser pendant plusieurs mois autour de 75¥ à partir de fin novembre. Depuis janvier 2015, le marché de Shenzhen est assez stable et varie dans un corridor de prix compris entre 30¥ et 50¥. Guangdong et Tianjin ont également acquis une certaine stabilité avec des prix qui varient entre 10¥ et 25¥ depuis début 2015, tandis qu'ils étaient montés à 50¥ et 80¥ dans la première année de fonctionnement (voir Graphique 6). Cependant Beijing, Chongqing et Tianjin connaissent encore une forte volatilité des prix qui peut être attribuée à la liquidité limitée de leur marché et à un problème d'adaptation des entreprises réglementées (Quemin et Wang, 2014).

En Chine, l'échange de droits d'émission de carbone est testé avec villes et provinces aux structures économiques, industrielles et énergétiques différentes d'où les résultats non homogènes. L'expérience acquise dans le cadre de ses programmes pilotes contribue à la conception du système national par la mise en avant de certaines difficultés. La compréhension du fonctionnement de l'ETS par les entreprises est essentielle.

**Graphique 6 : évolution des prix des permis chinois depuis la mise en place de leur ETS**



Sources : ChinaCarbon.net.cn (2018)

La volatilité des prix due à un manque de liquidité et d'échanges souligne le manque d'adhésion des parties prenantes au système même si les taux de conformité sont supérieurs à 95 %. L'ETS est alors plus vu comme une norme que comme un mécanisme de marché, résultat d'une tradition politique socialiste. Les systèmes de permis négociables chinois évoluent à ce titre dans le contexte particulier d'une économie de marché en développement. Le commerce du carbone en Chine est donc susceptible de faire une différence sur le marché mondial du carbone (Andrews-Speed, 2012).

Tous les systèmes d'échange de quotas d'émission de carbone obligatoire existants opèrent dans des économies de marché matures protégées par un régime libéral. En revanche les programmes pilotes fonctionnent dans un contexte politico-économique fondamentalement différent dans lequel il n'existe pas de marché libéral et de régime démocratique comme nous le connaissons dans le monde occidental (Lo, 2013). Cela s'observe notamment dans le secteur électrique. La Chine dispose d'un contrôle direct sur le prix de l'électricité vendue aux particuliers, ce qui rend impossible le transfert des coûts du carbone sur les clients par les centrales de production. Le succès ou l'échec de cette initiative devrait donc indiquer comment différents paramètres de l'économie politique influencent la construction d'un marché des permis et comment l'ETS peut s'adapter au contexte politique. Cette question est traitée dans le chapitre 2 de notre thèse.

En définitive, nous avons mis en exergue les difficultés auxquelles vont devoir faire face les systèmes de permis négociables à partir de deux critères de viabilité :

- (i) Des niveaux de prix trop faibles pour inciter les investissements de long terme dans la réduction des émissions de GES. C'est particulièrement le cas pour l'Union européenne qui cherche à réformer son système afin de faire augmenter le cours du carbone sur son marché.
- (ii) Une volatilité trop importante du prix. L'instabilité des prix sur les programmes pilotes chinois s'explique par une faible participation des entités à l'échange. Ce manque de liquidité crée des chocs sur les marchés de permis d'émission. Les industriels sont encore réticents à l'ETS et la Chine devra parvenir à impliquer toutes les parties prenantes au système pour garantir la viabilité de son futur marché national du carbone.

### 1.3.2 Perspectives de développement futur

Dans cette section, nous regardons les perspectives des gouvernements concernant leur ETS. La volonté de créer du linking avec d'autres systèmes ou d'élargir le nombre d'entités, de secteurs ou de GES couverts nous renseigne sur la volonté de renforcer le rôle joué par l'ETS dans la politique climatique.

Cette volonté d'extension est affichée dans l'ensemble des systèmes. L'UE voit même son système d'échange d'émissions comme un élément important pour le développement d'un réseau mondial de systèmes de permis négociables. Pour cela le SCEQE fusionne avec les marchés compatibles : la Norvège, l'Islande et le Liechtenstein ont été liés au système européen depuis 2008 et un accord sur une coordination avec la Suisse attend seulement d'être signé et ratifier pour entrer en vigueur. En 2014, la Californie a lié son marché au marché québécois et depuis janvier 2018 à celui de l'Ontario. C'est le premier système multi-provincial (Purdon et al., 2014). Des coopérations avec d'autres États américains et des provinces canadiennes sont également susceptibles d'émerger par l'intermédiaire de la « Western Regional Climate Action Initiative<sup>10</sup> » (Bang et al., 2017; Sopher, 2012).

Au début de l'initiative des programmes pilotes chinois, la NDRC avait suggéré que le commerce entre les provinces soit un objectif à long terme pour améliorer l'efficacité des systèmes et soutenir la transition vers un marché national (ChinaCarbon, 2015a, 2014b). Entre 2013 et 2015, la NDRC a élaboré des mesures administratives relatives à l'ETS commune à l'ensemble des programmes pilotes ainsi que des directives sectorielles pour la mesure et la déclaration des émissions. En fournissant un cadre législatif commun, cela permet aux provinces de développer plus rapidement des institutions de l'ETS compatibles avec un système commercial élargi à la nation (Hübler et al., 2014; Jiang et al., 2016a, 2014). Les autorités de Guangdong et d'Hubei avaient exprimé la volonté d'établir un commerce du carbone entre leurs sites et auraient considéré la négociation interrégionale (ChinaCarbon, 2015b, 2014c; Pang et al., 2015). Pour tester la coopération interrégionale, plusieurs cimenteries de la province du Hebei et de la Mongolie intérieure ont été incluses dans le système de Beijing en 2015 et 2016. Cependant, le gouvernement national a décidé d'avancer plus rapidement dans la mise en place d'un ETS global.

---

<sup>10</sup> La Western Regional Climate Action Initiative (WCI) est une collaboration d'États américains et de provinces canadiennes créée en février 2007. Ces juridictions indépendantes travaillent ensemble pour identifier, évaluer et mettre en œuvre des politiques de réduction des émissions de GES via le marché. L'objectif étant de développer un système de permis négociables nord-américain.

Supervisé par la Commission nationale pour le développement et la réforme (NDRC) le pays se prépare au lancement du système courant 2018. Ce calendrier a été réaffirmé dans le cadre de l'Accord de Paris et du « 13e plan quinquennal pour le contrôle des émissions de gaz à effet de serre » publié le 27 octobre 2016. Une fois lancé, l'ETS chinois deviendra le plus grand système mondial d'échange de carbone, couvrant chaque année environ 3,5 milliards de tonnes d'émissions de CO<sub>2</sub>. Cela représente près de deux fois la taille du SCEQE qui couvre environ 2 milliards de tonnes par an, et environ neuf fois le système californien.

Cependant les entreprises semblent peu enthousiastes à l'idée de participer au système de permis négociable national d'après les travaux de recherche de (Yang et al., 2016). La majorité des industriels considèrent la participation à l'ETS uniquement comme un moyen d'améliorer les liens avec les gouvernements et de gagner une bonne réputation sociale, plutôt que comme un mécanisme rentable pour atténuer les émissions de gaz à effet de serre. Cela explique en partie les faibles niveaux de transaction dans les programmes pilotes et de fait la forte volatilité des prix sur certains marchés chinois (Lo, 2013). C'est une question que le gouvernement devra résoudre, car l'approbation par les entreprises de politiques environnementales axées sur le marché est l'une des conditions préalables à leurs réussites. Ce manque d'enthousiasme s'explique en partie par l'incapacité des entreprises à comprendre complètement l'ETS en raison d'une sensibilisation insuffisante vis-à-vis du fonctionnement du système de permis négociables. De plus, dans les projets pilotes, les règles publiées par les régulateurs qui régissent l'allocation et la distribution des permis ont manqué de clarté et de transparence. La plupart de ces règles ne sont décrites qu'en termes très généraux, sans détails précis.

Il sera dans l'intérêt de la Chine de renforcer la transparence dans la conception de ses allocations et de sa distribution de quotas pour renforcer son développement au niveau national (Xiong et al., 2017). Un développement à l'échelle du pays qui devrait débiter par la régulation du secteur électrique pour ensuite intégrer progressivement les industries les plus consommatrices en énergie et probablement une partie des émissions du transport. Par contre, les modalités pour étendre le champ d'application du système à un plus grand nombre de secteurs ne sont pas connues, c'est pourquoi, comme indiqué précédemment, nous étudierons cette question de l'élargissement sectoriel dans le troisième chapitre.



### 1.3.3 Quels seront les facteurs d'évolution du design des ETS ?

À partir de deux éléments politiques, la viabilité des ETS dans le temps et leurs perspectives de développement, nous déterminons trois caractéristiques pouvant influencer la structure des systèmes de permis négociables :

- Le profil de prix des permis. Une valeur carbone trop faible ne fournit pas un signal-prix suffisamment fort pour stimuler les investissements de long terme dans les technologies peu émettrices de GES. Les solutions envisagées sont la mise en place d'un encadrement des prix, le retrait d'une quantité des permis alloués ou l'intégration des transports dans le système. Une volatilité trop importante du cours des permis limite la participation des entités réglementées au marché. Accroître le nombre de participants aux échanges, augmente la liquidité du marché et permet de stabiliser les prix qui sont nécessaires pour renforcer la confiance dans l'ETS. Intégrer de nouveaux participants par l'intégration du transport le système de permis négociables va dans ce sens.
- Le linking des systèmes de permis négociables. Tous les ETS étudiés envisagent d'élargir le périmètre géographique de leur système. L'UE cherche à intégrer de nouveaux pays dans le SCEQE (ex. : la Suisse), la Californie à créer des liens avec d'autres marchés d'Amérique du Nord et les programmes pilotes ont pour vocation de se fondre dans l'architecture du futur ETS national chinois. Le linking nécessite une adaptation du système et notamment une homogénéisation de certaines caractéristiques structurelles.

La structure des systèmes de permis négociables n'est donc pas figée et est amenée à évoluer au fil du temps pour s'adapter aux différents problèmes rencontrés dans leur fonctionnement et aux ambitions politiques. À ce titre, la question de l'extension sectorielle des ETS au transport est une option débattue. Cette option fait l'objet d'une analyse plus approfondie dans le chapitre 3 de notre thèse. Les perspectives d'extension géographique à travers le linking des marchés sont également un point structurant de l'avenir des systèmes, que nous étudions dans le chapitre 4.

## 1.4 Conclusion du chapitre 1

Ce chapitre révèle des éléments structurants du design des systèmes de permis négociables. À partir d'une analyse empirique des économies Européenne, Chinoise et États-Unienne, d'une observation institutionnelle du SCEQE, des programmes pilotes chinois et de l'ETS Californien et d'une analyse prospective de ces marchés, nous avons retenus sept caractéristiques influençant le design des ETS.

---

	<b>Explication</b>
<b>Le niveau de développement</b>	Il détermine le poids relatif des secteurs industriels et tertiaires, mais également du transport dans les émissions totales des pays
<b>La relation entre un secteur et les émissions d'une énergie primaire</b>	Il y a des situations où la grande majorité des émissions d'un secteur sont liées à la consommation d'une énergie primaire et inversement, les émissions de l'énergie primaire sont réalisées en majeure partie dans le secteur.
<b>L'échelle administrative</b>	Des ETS se situent à un niveau international, d'autres provinciales voir municipales
<b>Le tissu économique</b>	Lien entre le nombre d'entreprises et la part des émissions du secteur
<b>Le profil de prix des permis</b>	La valeur des permis et leur plus ou moins grande volatilité
<b>La confiance dans le marché</b>	Les mécanismes d'encadrement du prix des permis et le mode d'allocation déterminent, en partie, la confiance des pouvoirs décisionnels dans le marché
<b>Le linking des ETS</b>	L'échange de permis d'émissions entre deux ou plusieurs systèmes

---

Nous concluons que le design des ETS s'adapte aux caractéristiques de la zone à laquelle il appartient afin d'avoir la possibilité de voir le jour et de perdurer. Suite à ce travail de recherche, nous disposons d'un socle nécessaire à la construction de nos futures modélisations et nous retenons trois problématiques qui méritent une attention plus particulière :

- Le mode de régulation des émissions du secteur électrique dans un système de permis négociables (analysé dans le chapitre 2). La Californie et les province ou municipalités chinoises se situent à un niveau sous-national qui les oblige à adapter leur ETS. La Californie a construit un système qui intègre les émissions de GES de l'électricité importée. Les programmes pilotes chinois contrôlent les rejets du secteur électrique en intégrant les consommateurs dans leur ETS afin de contourner la régulation des prix de l'électricité établie par le gouvernement central.
- L'inclusion du transport dans un ETS (analysé dans le chapitre 3). Cette option est discutée comme une solution pour répondre au problème de prix des permis jugés trop faibles pour inciter la mise en place de mesures de réduction des rejets de GES à long terme. De plus, les émissions issues des déplacements représentent plus du quart des rejets de CO<sub>2</sub> de l'UE et des États-Unis.
- Le linking des systèmes de permis négociables (analysé dans le chapitre 4). Tous les systèmes affichent une volonté d'élargissement géographique. Or, le linking d'un ETS à un autre ETS soulève des questions d'homogénéisation et nécessite d'être étudiée.

## **Chapitre 2- L'importance du point de conformité dans la construction d'un système de permis négociables**

Suite aux résultats du chapitre précédent, nous analysons l'impact du design des systèmes de permis négociables sur leur efficacité économique. Nous concentrons notre réflexion sur la caractéristique structurelle qu'est la localisation du point de conformité. Le point de conformité correspond, dans une analyse de cycle de vie d'un produit allant des fournisseurs d'énergies primaires aux consommateurs finaux en passant par les producteurs et les systèmes de transmission et distribution, aux acteurs qui auront l'obligation de se conformer à la réglementation environnementale. En d'autres termes, cette décision détermine quelles sont, pour un secteur donné, les entités réglementées dans l'ETS.

Selon la théorie coasienne (Coase, 1960), qui présente la gestion des externalités négatives via la distribution de droits de propriété, le choix des acteurs n'a pas d'incidence sur l'efficacité du système. Nous nous rangeons derrière cette hypothèse, cependant nous estimons que cela peut influencer l'efficacité économique et les moyens utilisés pour parvenir à l'objectif de réduction. À noter que l'efficacité traduit la capacité du système à fonctionner et donc à inciter la diminution des émissions de GES tandis que l'efficacité correspond à sa capacité à motiver en priorité les options d'atténuation les moins coûteuses et à limiter les coûts d'administration de la politique climatique. En d'autres termes, le choix du point de conformité n'influence pas l'atteinte de l'objectif de réduction, mais agit sur d'autres aspects tels que les coûts de transaction, la complexité du système, les évolutions technologiques, la faisabilité politique... L'objectif de ce chapitre est de lier les caractéristiques sectorielles et géographiques à la sélection des entités réglementées comme critère d'efficacité.

Pour confirmer l'hypothèse selon laquelle l'effet secteur et l'effet pays influencent, pour des raisons économiques, le choix du point de conformité, nous décomposons notre travail de recherche en quatre étapes. La première s'appuie sur la littérature académique pour justifier de l'importance du secteur dans la décision d'intégrer producteurs, fournisseurs ou consommateurs dans l'ETS. Pour ce faire, nous comparons l'électricité et les transports. Nous analysons ensuite l'importance du pays et de ses caractéristiques économiques et institutionnelles dans la sélection des entités. Nous suivons une approche empirique à travers

une comparaison des systèmes en fonctionnement en Europe, États-Unis et Chine. Nous concentrons notre analyse sur le secteur électrique qui participe inconditionnellement à tous les marchés de permis existant. De plus, il est rattaché à de nombreux autres objectifs politiques. Le prix et la fourniture d'électricité s'inscrivent dans des missions d'ordres industriels, sociaux et plus généralement économiques. La conception et la mise en œuvre de systèmes d'échange de droits d'émission dans ce secteur devront ainsi répondre aux préoccupations concernant la compatibilité de l'ETS avec ses politiques publiques existantes.

Confronter plusieurs ETS pour un même secteur permet ainsi de faire ressortir l'effet des particularités géopolitiques sur le choix du point de conformité. Dans une troisième étape, nous réalisons une étude de cas à partir d'une modélisation du système de permis négociables chinois. Nous étudions les changements technologiques et économiques que peut impliquer le choix d'un point de conformité différent pour la Chine dans le secteur électrique. Le raisonnement suivi par les décideurs politiques dans la construction des ETS peut s'éloigner considérablement de la réflexion coût-efficace, car un grand nombre de facteurs sur lesquels la décision repose ne sont pas économiques. Le rôle de cette section étant d'évaluer l'impact d'une modification du point de conformité pour répondre à ces rigidités. Nous terminerons par une discussion sur les difficultés générées par ces modes de régulation différenciés lors d'un linking des ETS. En effet, après avoir évalué la capacité d'adaptation des systèmes de permis négociables à leur environnement, nous soulevons les complexités susceptibles d'apparaître à l'avenir.

Cette méthodologie nous permet de faire ressortir des critères politico-structurels influençant l'efficacité du choix des acteurs qui devront se conformer à l'ETS.

## 2.1 L'effet secteur et le choix du point de conformité

La réglementation des émissions de gaz à effet de serre dans le cadre d'un système de permis négociables pose d'importantes questions politiques quant aux entités qui devront justifier de leurs émissions. C'est ce qu'on appellera la localisation du point de conformité. Elle est définie comme le niveau, dans l'analyse du cycle de vie d'un produit, auquel sera appliquée la contrainte sur les émissions de gaz à effet de serre. Le point de conformité dans un système ETS est l'entité qui est tenue de déclarer un ensemble défini d'informations et de restituer des unités d'émissions à la fin de la période (Fan et al., 2016b; Li et Tang, 2017). Toutes les industries ont une chaîne verticale de production et de consommation. Les émissions, dont est responsable un produit, peuvent se situer à des étapes différentes de cette chaîne. Par exemple, dans notre étude, l'essence rejette l'essentiel de ses GES lors de sa consommation tandis que pour l'électricité la pollution atmosphérique a lieu principalement lors de sa production. Il n'y a pas d'homogénéité entre les produits dans la localisation des émissions. De plus, elles peuvent être concentrées dans une étape ou diffuses dans plusieurs. Le point de conformité, autrement dit les entités réglementées, doit ainsi permettre d'influencer efficacement les émissions rattachées à un bien ou à un service tout au long de son cycle de vie. Il doit permettre d'initier des réductions à toutes les étapes de la chaîne de production/consommation.

Un système idéal devrait réguler des entités dont la gestion permet d'avoir des coûts administratifs minimales, une large couverture des émissions du secteur et une transmission efficace du prix du carbone dans toutes les étapes du cycle de vie du produit (Ellerman et al., 2006; Hargrave, 2000; Leining et al., 2017). Le point de conformité ne se situe donc pas nécessairement sur l'émetteur réel ; tant que les entités réglementées peuvent inciter des réductions à tous les niveaux de la chaîne verticale d'un produit, le système est viable. Ce dernier critère est fondamental puisqu'il garantit l'efficacité même des ETS en encourageant l'exécution des réductions les moins coûteuses en premier lieu. Dans cette section nous analysons la question du point de conformité à partir des résultats de la littérature académique. Nous reviendrons sur les avantages et les difficultés de choisir tel ou tel groupe d'acteurs dans la chaîne du cycle de vie d'un produit. Nous apportons une vision plus globale afin de synthétiser les travaux réalisés sur le point de conformité dans les transports et l'électricité sans mettre de côté les caractéristiques propres à chaque secteur.

D'après Hobbs et al. (2010), la mise en œuvre de la réglementation des GES dans le secteur de l'électricité via le marché peut s'opérer selon quatre grandes alternatives, que nous regrouperons en deux catégories (voir Figure 13). La première catégorie vise la régulation des émissions directes qui consiste à prendre en compte les émissions issues de la consommation de matières fossiles :

- Soit en amont de la chaîne de production de l'électricité (n°1 dans la figure). Le point de conformité se situe au niveau de l'approvisionnement en énergie primaire (EP), c'est-à-dire les entrées de produits fossiles dans les centrales électriques dont la combustion va rejeter du CO<sub>2</sub>. Un système en amont peut offrir des avantages potentiels de plusieurs ordres. Cibler le haut de la chaîne, importateurs d'énergie primaire ou grandes usines de transformation, garantit une large couverture des émissions et réduit le risque de fuites d'émissions des entités couvertes aux entités non couvertes (Burtraw, 2008; Wolak et al., 2007).

- Soit sur la production elle-même (n°2). Cette alternative consiste à mettre en œuvre un système de plafonnement et d'échange basé sur la quantité d'électricité produite et sur son mode de production. Cette option donne directement la main aux émetteurs qui seront plus aptes à impulser un changement technologique afin de réduire leur consommation d'énergie primaire.

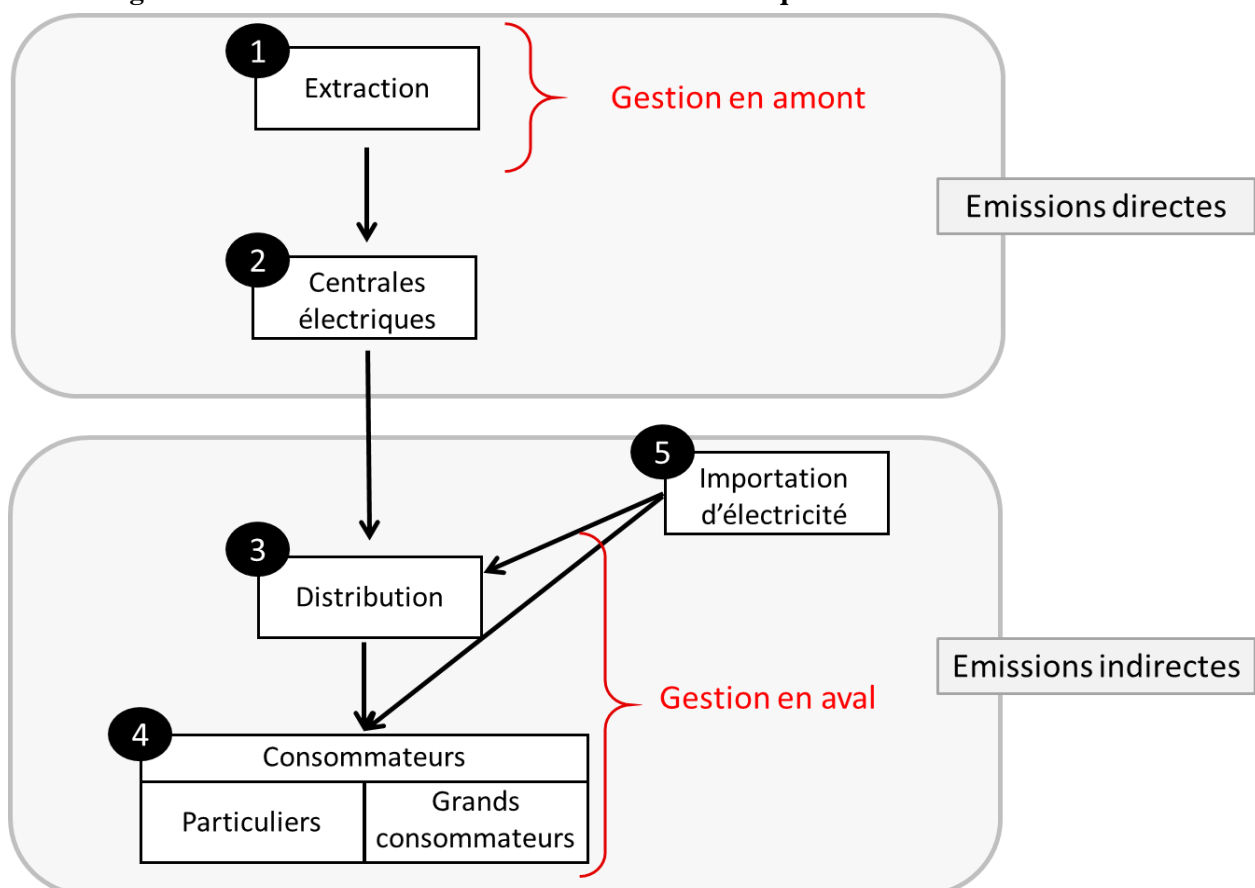
La seconde catégorie s'apparente à une régulation des émissions indirectes issues de l'utilisation d'une énergie secondaire indirectement responsable de la combustion d'énergies primaires émettrices de gaz à effet de serre. La réglementation peut ainsi porter sur :

- Les fournisseurs de détail d'électricité (n°3). Ce mode de régulation, appelé « load-serving entities », se fait à un premier niveau en aval de la production. Dans cette situation, les détaillants ont une obligation de déclaration pour démontrer que la quantité d'énergie et les sources de production de celle-ci respectent une cible de contenu carbone. Une procédure administrative est utilisée pour attribuer les émissions de GES aux unités d'électricité vendue par chaque centrale. À partir des achats d'électricité passés par le fournisseur aux producteurs et le coefficient d'émission par MWh des centrales, le régulateur est à même de connaître le niveau de rejet de GES d'un détaillant (Gillenwater et Breidenich, 2009). Les fournisseurs ont la possibilité d'influencer la demande d'électricité par source et ainsi favoriser la vente d'électricité moins carbonée.

- Les utilisateurs finaux d'électricité. La régulation se fait à un niveau encore plus en aval du cycle de vie de l'électricité (n°4). Les consommateurs sont alors considérés responsables des émissions de gaz à effet de serre par leur demande en électricité. L'un des principaux arguments en faveur de cette application de l'ETS étant que les entreprises et les particuliers réagissent plus fortement à une obligation directe plutôt qu'à un signal prix. Ils sont en mesure de faire évoluer leur consommation et de souscrire à des contrats d'électricité verte impactant directement la quantité produite et le mode de production. On distingue toutefois les grands consommateurs et les ménages. L'échange de droits d'émission de carbone personnels (personal carbon trading - PCT) est un système qui se concentre sur les émissions des ménages (Burgess, 2016; Fawcett et Parag, 2010; Harwatt, 2008; Li et al., 2015; Niemeier et al., 2008). On situe les droits et responsabilités en matière de rejets de GES liés à la consommation d'électricité au niveau individuel.

- Les importations d'électricité (n°5) qui va chercher à influencer le contenu carbone et les quantités d'électricité en provenance de l'extérieur de la zone réglementée.

**Figure 13 : Point de conformité dans le secteur électrique**

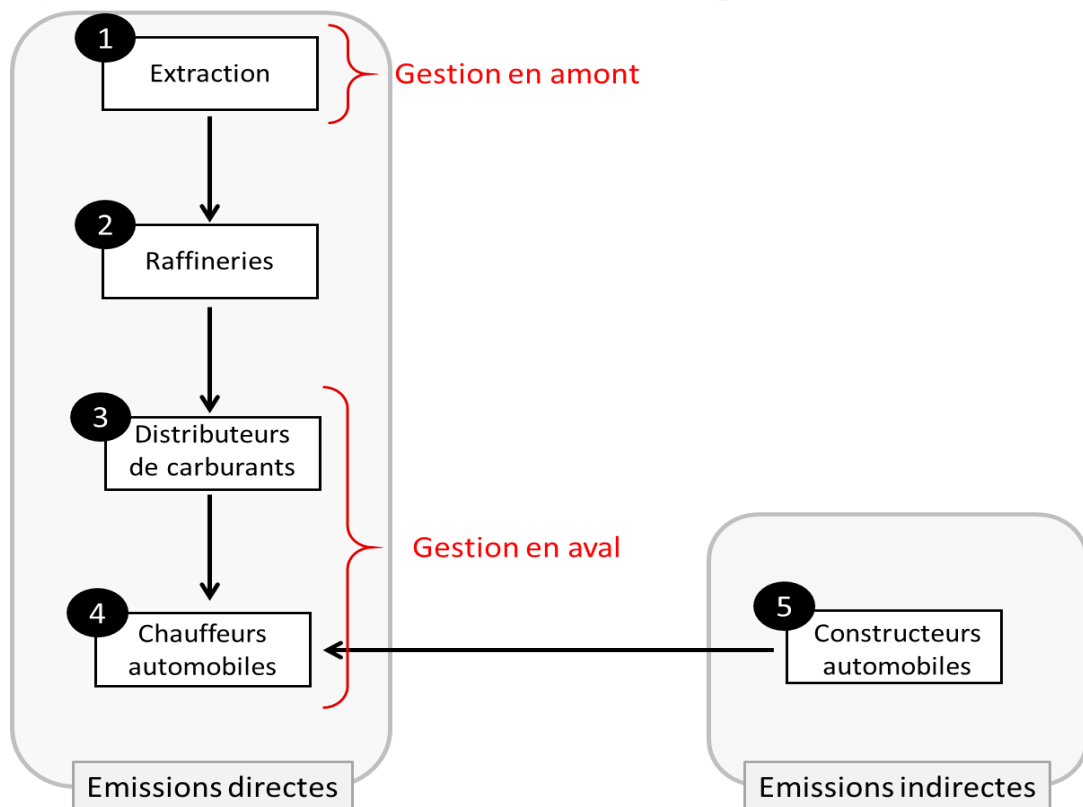


Source : l'auteur



Contrairement à l'électricité, dans le transport ce n'est pas la production du combustible qui génère l'essentiel des polluants atmosphériques, mais sa consommation. Dans la chaîne de l'essence et du diesel conventionnel, la quantité d'émissions de CO<sub>2</sub> qui sera finalement libérée lors de leur combustion peut être facilement calculée. Ainsi, le point de la réglementation comptabilisant les émissions de la combustion de carburants dans les véhicules peut être fait tout au long de la chaîne de production-consommation du carburant selon cinq alternatives, que nous regrouperons également en deux catégories (voir Figure 14).

**Figure 14 : Point de conformité dans le secteur des transports routiers**



Source : l'auteur

La première catégorie vise la régulation des émissions directes :

- Soit en amont de sa production (n°1). La régulation a lieu sur l'extraction, qui tend à limiter la quantité de pétrole en circulation.
- Lors de la production du carburant, le raffinage (n°2), qui vise à contrôler les quantités de pétrole raffiné et leur qualité.
- Soit en aval par un contrôle de la distribution (n°3) ou de la consommation du carburant (n°4). Le but étant d'inciter à une baisse de la demande de produits pétroliers. Du même ordre que pour l'électricité, on parle de PCT lorsque l'on fait référence au mécanisme d'échange de droits d'émissions qui implique les ménages (Edenhofer et al., 2010)

La seconde catégorie s'apparente à une régulation des émissions indirectes issues de la vente de véhicules indirectement responsable de la combustion d'énergies primaires émettrices de gaz à effet de serre.

- Les constructeurs automobiles (n°5) : l'efficacité de la voiture et le type d'énergie utilisé par celle-ci vont faire évoluer son bilan carbone. L'analyse est faite sur les prévisions de consommation et de rejet de GES du véhicule sur toute sa durée de vie afin de déterminer sa responsabilité écologique (Creutzig et al., 2011).

Dans chacun des secteurs nous retrouvons cinq groupes d'entités : (1) l'extraction des énergies primaires, (2) la production du bien (électricité ou carburant), (3) la distribution du produit, (4) sa consommation et (5) une spécificité sectorielle. Dans la suite de la section, nous allons approfondir l'analyse portant uniquement sur les acteurs 2, 3 et 4, pour plusieurs raisons. Il s'agit d'abord d'inclure la spécificité sectorielle, importante dans le transport comme dans l'électricité. Inclure les fabricants de véhicules dans le système de permis négociables, même si elle permet l'évolution technologique des véhicules (voitures électriques, hybrides ou moins consommatrices de carburants) et incite les concessionnaires automobiles à proposer des véhicules plus propres, souffre de deux problèmes fondamentaux. Premièrement, cette option n'encourage ni l'évolution des comportements de conduite, ni la production de carburants alternatifs et deuxièmement, elle ne concerne que l'achat de voitures neuves, ce qui modifiera que marginalement la consommation totale de carburants (Bart, 2011; Flachsland et al., 2011; Standaert, 2014).

Pour le secteur électrique, contrôler exclusivement les importations d'électricité n'incite pas les réductions de GES dans la production nationale d'électricité. En effet, cela reviendrait à créer une distorsion de concurrence entre production domestique et extérieure ; ce qui est inefficace d'un point de vue environnemental. La prise en compte des importations d'électricité peut se faire en complément d'une régulation d'autres acteurs de la chaîne du cycle de vie du produit et non de manière isolée. Et enfin, l'hypothèse (1) d'une gestion en amont sur l'extraction des énergies primaires revient à créer un rationnement des quantités de charbon, pétrole et gaz sorties de terre et importées. Cette position est laborieuse étant donné le contexte géopolitique actuel et la liquidité des marchés des énergies primaires.

Nous avons fait le choix d'étudier le point de conformité selon les dénominations suivantes : (2) producteur du bien, (3) distributeur du bien et (4) consommateur du bien pour synthétiser les travaux de recherche effectués sur cette question. En effet, nous constatons qu'il n'existe pas de consensus dans la littérature académique sur l'utilisation de régulation « downstream » et « upstream » ou émissions « direct » et « indirect ». À partir des Figure 13 et Figure 14, nous résumons la vision des papiers traitant du point de conformité dans le secteur électrique et des transports et nous concluons que nous ne pouvons pas avoir la même analyse dans les deux secteurs lorsque nous utilisons les termes amont, aval, direct et indirect. Ce ne sont pas les mêmes acteurs qui sont mobilisés et il n'y aurait pas aucun sens à comparer les chauffeurs automobiles aux centrales électriques, des consommateurs et des producteurs, qui ne présentent finalement qu'une seule similitude : celle d'être la source des émissions.

## **2.1.1 Placer la mise en conformité sur les producteurs (2) ou les fournisseurs (3)**

### ***2.1.1.1 Avantage d'une gestion en amont, sur (2) et (3)***

Un système de plafonnement et d'échange sur les producteurs entièrement fonctionnel ne peut atteindre l'optimum social qu'à condition que le prix du CO<sub>2</sub> passe à travers les différentes étapes du cycle de vie du produit (Feijoo et Das, 2014). En effet, la hausse des coûts de production de l'électricité et du carburant doit se répercuter sur le consommateur afin d'inciter une baisse de la demande. Cela permet de réduire de manière absolue la consommation du produit et donc les rejets de CO<sub>2</sub>.

Sorrell (2010) estime qu'une gestion en amont des émissions dans le secteur des transports serait plus pratique, plus efficiente et probablement plus acceptable politiquement qu'une gestion en aval. Les raffineries restitueraient des quotas pour le carbone contenu dans la vente de leur combustible fossile. L'effet d'incitation pour les consommateurs serait dissimulé dans le prix des sous-produits et délivrerait une performance comparable en termes d'efficacité économique et environnementale qu'une régulation des consommateurs. Wolak et al. (2007) recommandent également la mise en place d'un système basé sur les producteurs. Ils concluent qu'une gestion en aval de la production d'électricité entraînerait des coûts énergétiques pour les consommateurs (dans le cas de la Californie) plus élevés qu'une gestion des émissions directes, car ce mode de régulation capterait moins d'options de réduction. Les auteurs estiment que les producteurs seraient moins incités à engager des mesures pour réduire leurs émissions. À partir d'une analyse empirique, d'une réflexion théorique et d'un modèle d'équilibre général Wolak et al. (2007), Van Horn et Remedios (2008) et Hobbs et al. (2010) rajoutent qu'un marché fondé sur les émissions directes, sous-entendu sur les producteurs, réduit les coûts de contrôle et de gestion administrative, accroît l'incitation à la recherche et développement, permet une plus grande stabilité des prix et facilite la transition vers un plus grand marché ou l'interconnexion. Pour le secteur électrique, un système fondé sur les centrales devrait donc être privilégié selon les auteurs, car la conception est plus simple, les coûts plus faibles, la mise en œuvre plus rapide et les réductions d'émissions peuvent être suivies et vérifiées avec plus de précision.

### ***2.1.1.2 Difficultés de la gestion en amont***

Burtraw (2008) nuance les résultats précédents. Il confirme qu'une gestion des émissions en aval de la production d'électricité complexifie le système de permis négociables et perd en transparence. Cependant, compte tenu de l'interconnexion des réseaux électriques, réglementer seulement les émissions issues de la production électrique de la zone, conduirait à plus de puissance importée avec une augmentation associée des émissions hors zone réglementée. Or, la gestion des distributeurs ou consommateurs ne résout que partiellement ce problème de fuite de carbone, car les centrales moins carbonées vont orienter leurs ventes d'électricité vers les entités réglementées au détriment des entités sans politique climatique. Il n'y a pas d'incitation au développement d'énergies vertes, mais seulement une sélection des clients. En définitive l'auteur constate que placer le point de conformité sur les fournisseurs ou sur les consommateurs ne permet pas de pallier à la délocalisation des émissions, car, l'électricité étant diffuse dans le réseau, le « verdissement » de l'électricité revendue ou consommée risque de se traduire par une répartition avisée des producteurs.

Chen et al., (2011) ainsi que Chen et Liu (2013) construisent un modèle d'équilibre de marché pour comparer ces deux types de régulation sur cette question des fuites de carbone. Ils défendent l'hypothèse qu'il existe un refuge de pollution (pollution haven hypothesis), selon laquelle les industries polluantes migreraient vers des zones où la réglementation environnementale est moins stricte, quel que soit le mode de réglementation. Par rapport à un secteur électrique sans contrainte environnementale, les deux modes de plafonnement et d'échange sont susceptibles d'entraîner la construction d'installations plus polluantes dans les régions non réglementées si le réseau électrique est connecté avec l'extérieur. Même si leur exemple numérique indique que la congestion pourrait être considérablement plus élevée dans le cadre de l'approche fondée sur la régulation des producteurs, car une plus grande quantité d'électricité est importée, ils concluent qu'aucune des deux réglementations ne permet d'éviter les fuites de carbone. Pour plus d'efficacité de l'ETS, Kim et Lim (2014) proposent de combiner des cibles relatives pour les centrales électriques avec des plafonds absolus pour les consommateurs. L'allocation de quotas encourage la réduction de l'utilisation d'électricité par les clients et la régulation par l'intensité incite les centrales à améliorer leur efficacité productive.

### ***2.1.1.3 Les difficultés de la mise en oeuvre***

En théorie, la mise en œuvre et l'administration d'un ETS sur les distributeurs sont simples. Dans le secteur électrique, les installations de production ont des taux d'émissions relativement standards en fonction de leur type de combustible, de leur technologie de production, de leur localisation et de leur âge. Les fournisseurs auraient seulement besoin de remettre à l'organisme de réglementation l'évolution du taux d'émission de l'électricité achetée, calculé en fonction des contrats avec les producteurs (Michel et Nielsen, 2008). Dans le secteur des transports, le calcul est similaire : la comptabilité du distributeur renseigne la quantité et le type de carburant vendu. Pour chaque combustible : essence, diesel, gaz, biocarburant est déterminé un taux d'émission. Edelston et al. (2009) concentrent leur analyse sur la réglementation des fournisseurs d'électricité. Ils étudient la répartition des coûts entre les entreprises et les consommateurs dans un ETS américain. Leur article présente notamment des estimations sur l'évolution du prix de l'électricité. Ils concluent qu'une gestion de type « load-serving entities » permet pleinement un transfert du coût de la politique climatique sur les prix de l'électricité. Cela implique qu'une part importante de la réduction des émissions sera supportée par les clients qui seront d'autant plus incités à réduire leur demande.

En définitive, la régulation des producteurs permet, en premier lieu, de réduire l'intensité carbonique du bien produit en orientant le mix de production vers des sources d'énergie moins émettrices de GES. L'objectif dans un deuxième temps est d'inciter la modernisation des dispositifs antipollution et l'adoption rapide de technologies plus propres. Et enfin, le coût d'adaptation des producteurs à la régulation devrait conduire à une hausse du prix du produit, encourageant les utilisateurs finaux à réduire leur consommation. Le secteur de l'électricité requiert une attention particulière à cet égard (Kim et Lim, 2014). Certains pays interviennent sur leurs marchés de l'électricité via un contrôle, plus ou moins complet, sur les prix. L'intervention étatique entraîne des distorsions importantes et empêche les centrales de refléter le coût de production sur le tarif de vente. L'efficacité du système est alors limitée. Les fournisseurs de produits devraient, quant à eux, fournir des allocations selon la teneur en carbone de leurs combustibles et les quantités vendues. Cette solution exige que ces derniers soient responsables des émissions générées par leur produit. Cette méthode présente deux avantages. Il permet d'augmenter la compétitivité des combustibles non fossiles ou moins carbonés et de répercuter le coût de la politique climatique sur leurs clients, ce qui modifie encore davantage le comportement de consommation par des signaux de prix (Rubin and Leiby, 2013).

### **2.1.2 Placer le point de conformité en aval, sur les consommateurs (3)**

Ahlheim et Schneider (2002) étudient l'inclusion des ménages dans le système de permis négociables. On parle de « Personal Carbon Trading » (PCT - droits individuels d'émissions carbone). Ils considèrent que les ménages sont en mesure d'exercer une certaine influence sur la politique environnementale. Ils en concluent deux avantages majeurs. Le premier est lié au principe de la souveraineté du consommateur qui peut ainsi librement choisir la nature de la réduction des émissions. Le second avantage est une complémentarité entre la politique climatique et sociale du gouvernement. L'allocation initiale des permis d'émission peut être utilisée comme un instrument de redistribution. Toutefois, la structure précise du système pourrait varier considérablement compte tenu de l'éventail potentiel de caractéristiques de conception. Elle peut différer dans la gestion des comptes carbone individuels, le fonctionnement du marché, la réglementation, l'attribution des permis et l'étendue de la couverture (Bristow et al., 2010).

#### ***2.1.2.1 Une meilleure sensibilisation des consommateurs***

Fan et al. (2016b, 2015), Fawcett et Parag (2010) ainsi que Li et al. (2015) font également valoir que le PCT sensibiliserait davantage les consommateurs à leurs émissions personnelles, les aiderait à s'engager dans la réduction des émissions et à partager un objectif commun plus large. Ils estiment que pour parvenir à une réduction efficace des émissions de carbone il est nécessaire de susciter une prise de conscience chez les consommateurs afin de modifier durablement leurs comportements. En effet, un engagement efficace des citoyens peut s'avérer essentiel pour réaliser le changement systémique nécessaire à la réalisation d'une société à faible émission de carbone (Raux et al., 2015). Pour cela, la population doit avoir une compréhension suffisante du mécanisme de permis négociables. Fan et al. (2016), qui examinent l'efficacité du PCT à travers un modèle d'optimisation générale de l'utilité, constatent qu'il y a bien une relation inverse entre le prix des quotas et la demande d'électricité, ce qui confirme d'une bonne appréhension l'ETS par les individus.

Cependant, la plupart des instruments de marché existants ne cherchent pas à faire participer le public. Par exemple, en Europe le Système Communautaire d'Echange de Quotas d'Emission (SCEQE) paraît invisible pour les ménages qui ne distinguent pas l'évolution des prix des énergies de l'impact de la contrainte carbone. En ce sens les influences d'un PCT sur le comportement des consommateurs sont différentes de celles d'un ETS en amont. Dans un système qui régule les producteurs, la valeur carbone se répercute sur les prix des produits, ce

qui équivaut à une taxe uniforme sur le carbone pour les consommateurs. Or dans le secteur du transport routier, les consommateurs sont peu sensibles aux augmentations de prix (McNamara et Caulfield, 2013). On constate une demande en carburant face au prix très inélastique, donc l'augmentation du prix à la pompe ne suffit pas à motiver la réduction des kilomètres parcourus ou encore le passage de mode de transports privés vers des transports publics ou à faibles émissions. Le PCT donne plus de pouvoir aux citoyens qu'une politique en amont en leur offrant un choix direct de réduction des émissions. Dans le secteur électrique, les consommateurs sont à même d'arbitrer entre une énergie secondaire à moindre contenu en carbone ou consommer tout simplement moins d'électricité. Selon cette méthode, les deux vecteurs sont également pris en compte : la quantité d'électricité consommée et son intensité. Cela encourage un comportement efficace en liant explicitement la consommation d'énergie avec des émissions de GES.

Raux (2010) estime que le PCT permet d'escompter des impacts supplémentaires, de nature psychologique plutôt qu'économique. L'un des effets possibles pourrait provenir du fait que les utilisateurs finaux disposent d'un compte carbone qui fournit fréquemment des informations environnementales sur leur comportement de déplacement ou sur leur utilisation d'électricité. Wadud (2011) rajoute que ce système donne une plus grande liberté aux ménages. De plus, dans un système de permis personnels, les particuliers soucieux de l'environnement peuvent également retirer leurs permis du marché, estime l'auteur. Cela permettrait d'aller au-delà de l'objectif de réduction fixé par les pouvoirs publics. Ainsi les citoyens pourraient avoir une action directe sur la politique climatique et inciter à plus de proactivité. Cette politique offre aux consommateurs une incitation plus claire, plus de souveraineté dans la politique climatique nationale et plus de possibilités d'action qu'une hausse du prix de l'énergie issue de la taxe ou d'une gestion en amont des émissions.



### ***2.1.2.2 Gestion plus coûteuse***

Le PCT peut donc paraître plus intéressant pour faire évoluer les comportements du consommateur, surtout dans le secteur des transports où la demande est très inélastique face au prix (Raux et Marlot, 2005). Or c'est également dans ce secteur que la régulation des consommateurs est la plus coûteuse. Premièrement, car il n'existe pas de contrats souscrits par les consommateurs avec un seul fournisseur (à la différence de l'électricité), ni aucun compte de consommation annuel de carburant. Ceci serait à construire par les pouvoirs publics. De plus il existe des millions de voitures en circulation (250 millions aux USA, 216 millions en Europe ; 80 millions en Chine) soit des millions de propriétaires. Selon la théorie économique plus le nombre de participants augmente, plus le marché est efficient cependant, les coûts assumés par le gouvernement s'alourdissent.

Que ce soit dans le transport ou dans le secteur électrique, la mise en place et l'application de la législation à un grand nombre d'entités complexifient le fonctionnement du système pour l'organisme de régulation qui doit surveiller toujours plus d'acteurs. La régulation des consommateurs de carburant semble plus coûteuse en termes de coûts administratifs, d'informations, de mesures et de contrôles qu'une gestion sur les producteurs ou distributeurs (German, 2007; Haites et Haider, 1998). En ce sens, Bristow et al. (2010) considèrent que la mise en place d'un PCT se fera en conséquence d'un fardeau, administratif plus lourd pour le régulateur et les individus. Burgess, (2016) rajoute que la capacité d'échange des individus est discutable : ils manquent de connaissances et d'anticipation parfaites. Il remet en question les analyses précédentes et met en avant que les gens ne prennent pas de décisions totalement rationnelles. L'hypothèse structurante du modèle qui suppose que les individus modifieront leur comportement en fonction du prix qu'on leur offre à un moment donné est erronée. Leurs décisions sont plus influencées par l'aversion aux pertes que par l'optimisation économique (Raux, 2010). À cela s'ajoute le choix des personnes admissibles au PCT. Celle-ci est complexe, car peuvent à la fois inclure des entreprises et des particuliers avec des mineurs qui consomment de l'électricité et des jeunes de 16 ans qui ont légalement la possibilité de conduire un cyclomoteur et acheter du carburant. Dans le transport, une solution consisterait à attribuer des permis qu'aux personnes âgées de 16 et 17 ans qui satisfont à certains critères, comme l'autonomie (Starkey, 2012a) ou de faire une allocation par véhicule et non par individu (Wadud, 2011). Il serait alors nécessaire de conserver des permis pour toute nouvelle immatriculation, ceci n'est pas sans accroître la complexité administrative et donc les coûts de gestion de la politique.

### ***2.1.2.3 Discussion sur l'acceptabilité publique du PCT***

Pour toute régulation climatique, se pose systématiquement la question de l'acceptabilité publique. À l'aide de questionnaires et d'entretiens semi-structurés en Angleterre, Wallace et al. (2010) concluent qu'elle ne représente pas un obstacle à la mise en place d'un PCT notamment, car le soutien à ce mécanisme est plus fort que l'opposition. Li et al., 2015 (2016) Wadud et al. (2008) considèrent même qu'il peut être un mécanisme social de redistribution des revenus. Certains consommateurs à faible revenu peuvent avoir des besoins énergétiques plus importants, car utilisent des voitures ou appareils électroménagers plus anciens et plus énergivores, vivent dans des maisons à faible isolation thermique ou encore les ménages ruraux dépendent nettement plus des déplacements et disposent de moins de possibilités que les ménages urbains. Les allocations de permis pourraient être ajustées en conséquence et résoudre ce problème d'équité ; chose que ne peuvent faire les systèmes de permis négociables en amont, perçus comme une taxe homogène pour tous les consommateurs.

Les permis négociables personnels prennent en compte les préoccupations d'équité directement dans la conception de la politique. Ainsi, comparé à un système d'échange de droits d'émission de carbone en amont, le PCT est un système progressif dans lequel les consommateurs les plus pauvres peuvent être soutenus. Toutefois selon Burgess (2016); et Starkey (2012a), l'allocation différenciée semble coûteuse et n'est que partiellement efficace d'autant plus que tous les individus ont les mêmes droits d'utiliser l'atmosphère et l'attribution équivalente de permis à tous est l'option en théorie la plus moralement défendable et équitable. Ils font valoir que les questions d'aides sociales devraient être réglées en dehors du PCT qui doit rester simple, transparent et facile à comprendre.

### 2.1.3 Conclusion de la section

À la suite de cette revue de la littérature, nous nous rangeons derrière l'analyse de Starkey (2012b) qui conclut, grâce à une analyse en termes d'équité, que les arguments contre le PCT dans le secteur des transports sont plus convaincants que les arguments en sa faveur. Nous rajoutons que la régulation des raffineries et des distributeurs de carburants est plus simple et moins onéreuse pour le gouvernement qu'une régulation des consommateurs pour trois raisons :

- Les entreprises disposent d'une gestion comptable. En effet, l'organisation entrepreneuriale est plus adaptée à l'administration de quotas CO<sub>2</sub> et au contrôle des émissions de GES. Les entreprises sont déjà dans l'obligation réglementaire d'avoir une comptabilité sur le coût et les quantités d'énergies consommées.
- La mise en place d'un PCT nécessite une formation des individus aux mécanismes de marché plus importante que celle nécessaire pour les raffineurs et les distributeurs (Fan et al., 2016a). Les industries et entreprises sont plus familiarisées avec le commerce et l'échange.
- Les entités réglementées seraient plus homogènes et leur nombre plus faible et si le point de conformité est fixé sur les raffineries que sur les consommateurs. Cela réduit la complexité de construction du système de permis négociables et rend plus facile la surveillance.

Pour le secteur électrique, le choix du point de conformité, selon la littérature, ne semble pas impacter l'efficacité de l'ETS, mais modifie les évolutions technologiques et comportements individuels. Certains auteurs mettent en avant qu'inclure les consommateurs sensibilise davantage les citoyens aux problèmes environnementaux, tandis que d'autres chercheurs appuient sur l'efficacité d'une inclusion des producteurs pour réduire l'intensité carbone de l'électricité.

Ces résultats mettent en avant les spécificités sectorielles et confirment notre hypothèse de départ qui suppose que l'effet secteur joue un rôle déterminant dans le choix de localisation du point de conformité. Dans la section suivante, nous analysons l'influence du pays dans ce choix des entités réglementées. Pour cela nous réalisons une étude empirique sur les systèmes de permis négociables chinois, californien et européen. Nous nous concentrons sur le secteur électrique afin d'éluder l'effet secteur.

## **2.2 L'effet-pays dans le choix du point de conformité**

Cette section a pour but de clarifier l'environnement dans lequel évoluent les ETS, la façon dont ils fonctionnent aujourd'hui face à ce cadre réglementaire et ce que l'on peut apprendre de l'expérience pratique de sa mise en œuvre. Ainsi nous justifions la raison d'être des choix de conception qui ont été faits dans le secteur électrique et confirmons l'effet pays sur la détermination du point de conformité. Nous verrons que les différences entre les politiques nationales, partiellement enracinées dans des conditions nationales et des contraintes socio-économiques singulières, conduisent à des marchés du carbone aux structures hétérogènes (Gulbrandsen and Wettestad, 2016). On espère que ces résultats pourront éclairer la construction de nouveaux ETS ou pour améliorer l'évolution future de systèmes dans d'autres juridictions.

### **2.2.1 Les émissions des secteurs électriques chinois, européen et américain**

Dans la lutte contre les émissions de gaz à effet de serre, la régulation de la production et de la consommation de l'électricité est incontournable, et ce pour plusieurs raisons. Tout d'abord ce secteur représente une proportion importante dans les émissions totales. Sa part dans les émissions mondiales est passée de 36% en 1990 à 41% en 2009 et devrait augmenter à 45% en 2030. En 2013, d'après des données de l'IEA (International Energy Agency, 2014) en Chine, aux États-Unis et en Europe respectivement 49%, 42% et 38% des émissions de CO<sub>2</sub>, dues à la combustion totale de carburants, étaient attribuables à la production d'électricité et de chaleur. Nous retrouvons dans le Tableau 5, le rôle de chaque secteur dans les émissions de CO<sub>2</sub> du pays ainsi que la part des émissions imputable à la consommation de charbon, pétrole, gaz et autres. Dans chaque pays l'électricité est le principal émetteur de GES.

La Chine a connu un développement économique sans précédent ses dernières années. Pour répondre à l'explosion de la demande, le pays a vu sa capacité installée et sa production d'électricité augmenter rapidement. De 1980 à 2014, la capacité annuelle installée est passée de 65,9 millions de kW à 1360,19 millions de kW et la production de 285,5 milliards à 5649,58 milliards de kWh. Or, en 2014, 76% de l'électricité était issue de centrales au charbon et en raison de cette consommation considérable de charbon, le secteur est devenu le plus grand émetteur de CO<sub>2</sub> en Chine. Il contribue à plus de 40% des émissions totales du

pays<sup>11</sup>. Sun et al. (2016) analysent la relation entre les émissions de CO<sub>2</sub> issue de la production d'électricité et les facteurs déterminants de la réduction des émissions. Ils montrent que le secteur est une force motrice dans la lutte contre les rejets de GES et offre un potentiel important de réductions des émissions à court et moyen terme. De plus, la durée de vie des installations et les choix d'investissement dans le secteur déterminent les niveaux d'émissions de GES du secteur à long terme, d'où la nécessité de l'inclure rapidement dans la politique climatique (Unruh, 2000; Unruh et Carrillo-Hermosilla, 2006).

**Tableau 5 : Émissions de GES par secteur et par combustible dues à l'utilisation d'énergies primaires**

China	Total	Coal	Oil	Gas	Other	Total	Coal	Oil	Gas	Other
<b>Total sectors (Mt CO<sub>2</sub>)</b>	<b>8,909</b>	<b>7,433</b>	<b>1,145</b>	<b>299</b>	<b>32</b>	<b>100%</b>	<b>83%</b>	<b>13%</b>	<b>3%</b>	<b>0%</b>
Power and heat generation	4,353	4,251	15	56	32	49%	48%	0%	1%	0%
Other energy industry own use	389	279	61	48		4%	3%	1%	1%	
Manufacturing industry	2,743	2,484	175	85		31%	28%	2%	1%	
Road transport	610		581	29		7%		7%	0%	
Other transport	143	12	131	0		2%	0%	1%	0%	
Residential sector	330	191	75	63		4%	2%	1%	1%	
Other buildings	340	215	107	17		4%	2%	1%	0%	

United States	Total	Coal	Oil	Gas	Other	Total	Coal	Oil	Gas	Other
<b>Total sectors (Mt CO<sub>2</sub>)</b>	<b>5,120</b>	<b>1,702</b>	<b>1,990</b>	<b>1,399</b>	<b>26</b>	<b>100%</b>	<b>33%</b>	<b>39%</b>	<b>27%</b>	<b>1%</b>
Power and heat generation	2,128	1,596	29	486	18	42%	31%	1%	9%	0%
Other energy industry own use	282	10	109	164		6%	0%	2%	3%	
Manufacturing industry	422	96	66	252	8	8%	2%	1%	5%	0%
Road transport	1,445		1,443	2		28%		28%	0%	
Other transport	256		209	47		5%		4%	1%	
Residential sector	323		54	269		6%		1%	5%	
Other buildings	263		80	179		5%		2%	3%	

European Union (EU-28)	Total	Coal	Oil	Gas	Other	Total	Coal	Oil	Gas	Other
<b>Total sectors (Mt CO<sub>2</sub>)</b>	<b>3,340</b>	<b>1,128</b>	<b>1,290</b>	<b>867</b>	<b>54</b>	<b>100%</b>	<b>34%</b>	<b>39%</b>	<b>26%</b>	<b>2%</b>
Power and heat generation	1,254	927	50	239	38	38%	28%	1%	7%	1%
Other energy industry own use	156	32	87	36	0	5%	1%	3%	1%	0%
Manufacturing industry	414	118	85	195	15	12%	4%	3%	6%	0%
Road transport	819		815	3		25%		24%	0%	
Other transport	42		38	4		1%		1%	0%	
Residential sector	416	41	115	259	0	12%	1%	3%	8%	0%
Other buildings	239	10	99	130	1	7%	0%	3%	4%	0%

Source : Olivier et al. (2016)

<sup>11</sup> 85% des émissions totales de la Chine sont issues de la combustion de combustibles fossiles dont 48% attribuables à la production d'électricité et de chaleur.

Aux États-Unis, 96% des rejets de CO<sub>2</sub> proviennent de la combustion des combustibles fossiles en 2013. À l'image de la Chine, le secteur électrique contribue à plus de 40% des émissions du pays (Olivier et al., 2016). La consommation de charbon était responsable d'un tiers des émissions dont quasi l'intégralité était utilisée par les centrales électriques. L'US Energy Information Administration (EIA) a d'ailleurs mis en avant le rôle prépondérant du secteur électrique dans la réduction des émissions aux États-Unis, notamment en raison d'un passage du charbon au gaz dans la production. La baisse du prix du gaz naturel et le coût de la réglementation environnementale pour les centrales au charbon ont rendu le premier plus compétitif que le second, d'où l'importance de la politique climatique dans les choix d'investissements technologiques. Même constat pour l'Union européenne. En 2013, la combustion du charbon a été responsable d'un tiers des émissions totales de CO<sub>2</sub> liées à l'utilisation de carburants fossiles dont le principal consommateur est le secteur électrique. La diminution de la production d'électricité issue de centrales au charbon et l'augmentation de la part des énergies renouvelables a permis de réduire l'intensité carbonique du kWh consommé et simultanément les émissions de GES (Vailles et al., 2016).

De plus, les perspectives d'évolution de la demande d'électricité à l'horizon 2040 sont à la hausse selon le World Energy Outlook (WEO) de 2017. Dans chacun des scénarios du WEO (International Energy Agency, 2017), l'électricité devient l'énergie de choix dans la plupart des utilisations finales. En effet, l'évolution des procédés industrielle, le développement des systèmes de refroidissement des espaces dans le résidentiel, l'utilisation des véhicules électriques dans le transport et plus généralement l'expansion des nouvelles technologies dans la société devraient plus que compenser les mesures d'efficacité électrique déployées en Europe et aux États-Unis. Ce phénomène est exacerbé en Chine avec un doublement de la consommation d'électricité dans le pays entre 2016 et 2040. La part de l'électricité dans la demande énergétique finale mondiale devrait passer de 18,7 % à l'heure actuelle à 23,2 % en 2040, en raison des changements structurels des économies, de leur électrification et de l'apparition de nouvelles utilisations finales.

En définitive, l'évolution vers des modes de production décarbonée dans le secteur électrique est justifiée à court terme par son rôle prépondérant dans les émissions totales des pays et à long terme, car son utilisation est amenée à augmenter. Nous analysons ensuite en détail les positions gouvernementales qui ont conduit à placer le point de conformité sur les producteurs, distributeurs ou consommateurs d'électricité.

## **2.2.2 Le point de conformité dans les ETS chinois, européen et californien**

### ***2.2.2.1 Position européenne : réguler les centrales électriques***

Le secteur électrique a été, dès la première phase du système européen de permis négociables, la principale partie prenante au système avec 55 % des allocations de quotas reçues. Dans l'EU ETS, les centrales de production d'électricité sont les entités réglementées. Cela permet d'associer directement la combustion d'énergies fossiles aux émissions qui en résultent. Le système de permis négociables européen travaille à réduire l'intensité des émissions de la production d'électricité dans les États membres essentiellement par substitution de combustible : du charbon vers le gaz naturel. L'offre d'électricité sélectionnée pour répondre à la demande est choisie en fonction des coûts marginaux de production à court terme (principe de l'ordre de mérite), or, l'EU ETS modifie le coût de production des centrales en fonction du combustible utilisé (la composante de la majorité des coûts marginaux de production). En ajoutant un élément de coût qui reflète les émissions de CO<sub>2</sub>, les centrales au gaz naturel deviennent relativement plus compétitives que les usines utilisant du charbon. Dans la phase I du système européen (2005-2007), la contrainte carbone a eu un impact plus clair sur les fonctions de coût de production de l'électricité que durant les phases suivantes. D'après l'étude produite par (Delarue et al., 2008), les réductions d'émissions à court terme, en réponse au prix de CO<sub>2</sub> imposée par les émissions de l'EU ETS en 2005, ont généré une diminution de 2 % de la part des centrales au charbon dans le mix énergétique du secteur électrique. Cependant, la décision d'attribuer gratuitement les permis sur une méthode de droits acquis a généré des bénéfices exceptionnels pour les entreprises en place (voir (Ahamada et Kirat, 2011; Keppler et Cruciani, 2010) pour plus approfondir la question de l'allocation gratuite pour les centrales électriques).

Il est important de relever que l'avantage principal du système de permis négociables européen est son étendue géographique. L'inclusion automatique dans l'ETS de tous les pays qui intègre l'Union européenne permet de limiter les fuites de carbone dans le secteur de l'électricité. En effet, cela réduit voir élimine le nombre d'interconnexions avec des pays non soumis à la régulation du système communautaire.

### **2.2.2.2 Position californienne : l'approche « first seller »**

L'approche suivie par la Californie place l'obligation de mise en conformité pour les émissions sur le « premier vendeur » (first seller). Un premier vendeur est l'entité qui apporte pour la première fois l'énergie sur le marché de la zone réglementée. Toutes les unités de production situées dans la zone de contrôle sont donc des premiers vendeurs. Par conséquent, la source de production de l'électricité et les émissions associées sont connues. L'approche du premier vendeur est donc une approche basée sur les émissions directes. L'avantage principal d'une réglementation sur les centrales électriques relève de la facilité à déterminer les émissions de GES par MWh d'énergie produite. Ces calculs sont faits à partir des caractéristiques techniques d'exploitation de l'unité. L'approche « first seller » permet également de réglementer le contenu des émissions de GES de l'électricité importée, car elle inclut les acteurs qui vendent pour la première fois sur le territoire une énergie secondaire produite en dehors de l'État. En ce sens, elle s'associe également une gestion en aval. C'est de manière générale un fournisseur d'électricité. Une procédure administrative attribue alors un taux d'émissions de GES par unité d'électricité importée dans la circonscription. On a donc une approche hybride entre la gestion des émissions directes et indirectes.

La Californie a choisi cette option, car l'électricité importée représentait, en 2008, environ un tiers de l'électricité fournie au réseau et la moitié des émissions du secteur. Alors que le moyen le plus efficace de contrôler les rejets issus de la consommation d'électricité serait de réglementer directement les producteurs qui servent la Californie, la réglementation directe des installations hors État est impossible. La Californie ne peut pas légiférer à l'extérieur de son territoire, mais elle a la possibilité d'affecter indirectement l'utilisation d'électricité importée. De manière générale, le CARB (California Air Resources Board) attribue aux premiers vendeurs de l'énergie importée, un facteur d'émission par défaut, qui est censé représenter le facteur le plus susceptible d'être concomitant aux émissions associées à l'énergie générée hors de l'État (Bushnell et al., 2014; Chen et al., 2011; Wolak et al., 2007). Il est alloué un taux d'émissions de GES par MWh d'électricité importée pour l'ensemble des juridictions intégrées au sein de l'interconnexion de l'Ouest. Ce réseau englobe les provinces de l'Alberta et de la Colombie-Britannique, la partie nord de la Basse-Californie, le Mexique, et tout ou partie des 14 États de l'Ouest qui sont également influencés par le prix du carbone californien. En effet, les centrales hydroélectriques du Nord-Ouest recherchent des prix plus élevés en vendant directement sur le marché californien. Cela réduit l'offre dans les États non soumis à l'ETS, qui se traduit par une hausse des prix de l'électricité. Il en résulte donc que la



mise en œuvre d'un système de tarification du carbone dans une seule juridiction au sein d'une région d'échange d'électricité plus vaste a des effets d'entraînement qui affectent les participants au marché dans d'autres juridictions (Olson et al., 2016).

Pour les distributeurs, il a été appliqué un taux moyen, car dans la plupart des cas les importations d'électricité ne proviennent pas directement d'un producteur défini. Les quantités d'électricité sont négociées plusieurs fois et il n'est pas possible d'avoir un suivi des achats des producteurs aux fournisseurs. À titre d'exemple, en Californie, le « Independent System Operator » (ISO), qui supervise la plupart des échanges sur le réseau de l'État, gère environ 15 000 transactions horaires. Le suivi de ces opérations et leurs émissions associées est un projet titanesque, même dans le meilleur des cas. De plus, attribuer un taux exact et non moyen aux importations générerait un risque de contrats « shuffling ». Les grossistes hors d'État seraient incités à changer l'affectation des sources existantes avec des taux d'émissions relativement faibles pour servir la Californie tout en attribuant des facteurs d'émission élevés pour les régions non réglementées. Il y aurait la menace qu'un jeu comptable se mette en place et non une réduction effective des émissions au niveau global ; d'où la difficulté d'attribuer un facteur propre aux émissions provenant d'une électricité importée (Burtraw, 2008; Chen et al., 2011).

L'approche poursuivie par la Californie lui permet de contrôler l'électricité importée, qui est une source importante d'émissions. Cette approche fixe la charge de la régulation sur les centrales électriques tout en ayant la possibilité de capturer partiellement l'impact des émissions dues à la production hors de l'État. Compte tenu de l'ouverture du système de transmission, les tentatives de réglementer les sources seulement sur le territoire conduiraient probablement à plus de puissance importée, avec une augmentation associée des émissions hors de l'État. La volonté d'une comptabilité plus précise des émissions en Californie est engagée pour tenter d'éviter les fuites de carbone et limiter les problèmes de compétitivité (Munnings et al., 2016a).

### **2.2.2.3 Position chinoise : réguler les consommateurs**

Pour être pleinement efficace, la tarification du carbone dans le secteur de l'électricité doit induire une décarbonation du mix de production ainsi qu'inciter les utilisateurs finaux à baisser la demande d'électricité. Cet objectif est pleinement atteint lorsque le coût de la contrainte carbone est répercuté sur les consommateurs. Ceci est possible si le secteur de l'électricité est déréglementé ; or l'économie chinoise a encore des éléments forts de contrôle de l'État, en particulier dans le secteur de l'énergie. Bien qu'un processus graduel de libéralisation soit en cours, la réglementation reste omniprésente, notamment dans la fixation des prix de l'énergie, il est alors impossible pour les centrales de transférer le prix du carbone sur les utilisateurs finaux qui, à leur tour, ne peuvent pas être correctement incités à réduire leur consommation (Guelff et Adkins, 2014; Jotzo et Löschel, 2014; Yu, 2012). De plus, le système de répartition du secteur de l'électricité en Chine est dominé par des contrats à long terme signés entre les producteurs et la société de réseau. Ces contrats ont été signés à des prix prédéterminés et fixes afin d'attirer davantage d'investissements et répondre à la demande d'électricité en raison de la croissance économique rapide. Cela a généré un investissement massif dans le secteur de l'électricité et a obligé la société de réseau de créer une répartition à « part égale ». Le « merit order » ne fonctionne pas selon des règles de compétitivité-prix, mais selon des quantités négociées à l'avance entre les pouvoirs publics et les centrales de production. Cette action est en contradiction avec le principe de la répartition économique, car les unités de production les moins efficaces fonctionnent autant que les centrales les plus efficaces (Lo, 2013; Teng et al., 2014). Le but de ce fonctionnement est, comme nous l'avons dit précédemment, de répondre à une croissance rapide de la consommation d'électricité en dépit de l'efficacité économique.

Le secteur de l'électricité représente 44% des émissions nationales de CO<sub>2</sub> en 2010 en Chine. L'intégration de l'électricité dans la tarification du carbone est donc essentielle. De plus, compte tenu de la durée de vie des centrales, une intégration précoce et efficace de l'électricité est nécessaire pour ne pas subir des effets de « lock-in ». En effet, si les coûts de la contrainte carbone ne sont pas pris en compte dans le calcul de l'investissement, dès à présent, cela peut aboutir à un blocage concernant les options de réduction des émissions à long terme. En théorie, deux scénarios sont possibles pour que la Chine développe un ETS efficace dans le secteur de l'électricité. Le premier scénario consiste à réformer le secteur par une libéralisation du prix à l'instar de l'Union européenne. Le second scénario repose sur une adaptation de l'ETS de manière à prendre en compte les obstacles de la réglementation chinoise.

L'option choisie fut de placer la responsabilité sur les utilisateurs finaux pour leurs émissions indirectes. Les prix de l'électricité étant fixés par la NDRC, sous le mandat du gouvernement central, les décideurs politiques locaux n'ont pas de pouvoirs d'action sur les tarifs de l'électricité. Les cinq villes et les trois provinces ont dû concevoir un ETS en adéquation avec la politique énergétique du pays. Il a été décidé de mettre en place une approche en aval. Cela permet d'allouer des quotas d'émission sans modification de la structure actuelle du marché dans le secteur de l'électricité. Le système repose sur la prise en compte des émissions de grands consommateurs dans le but de considérer une part importante de la consommation d'énergie globale tout en évitant l'inclusion des petits utilisateurs dont il serait trop coûteux de rendre directement responsables (Quemin et Wang, 2014). Les entités réglementées pour leurs émissions de GES dû à la consommation d'électricité doivent alors justifier de réductions soit par une diminution de leur demande en énergie secondaire soit prouver que celle-ci est moins carbonée. En d'autres termes, les entreprises peuvent accroître leur efficacité, s'approvisionner auprès de fournisseurs qui garantissent un pourcentage d'électricité verte ou une combinaison des deux.

Il est également à noter qu'en plus de dépasser le problème de prix fixes dans le secteur électrique, la réglementation des émissions indirectes permet, dans le cas de la Chine, de gérer la question de l'importation d'électricité en provenance de provinces qui ne possèdent pas de programme ETS. De plus, pour les villes comme Beijing et Shanghai, où le développement économique a tendance à être majoritairement généré par le secteur tertiaire, il y a un nombre limité d'industries à forte intensité énergétique. L'inclusion des utilisateurs finaux d'électricité augmente le nombre total de participants au marché du carbone et ainsi sa liquidité. En outre, cette approche peut être utilisée pour étendre la couverture de l'ETS via l'inclusion des bâtiments commerciaux et publics ainsi que le secteur résidentiel, qui représentent une part importante de la demande en électricité. En partant du principe que l'électricité la plus verte est celle qui n'est pas produite, mettre la charge sur les consommateurs peut sembler plus intéressante pour la Chine qui connaît une explosion de la demande d'électricité (Hobbs et al., 2010). L'inclusion des émissions indirectes de l'électricité a permis de relever les défis de complémentarité et de cohésion entre la contrainte carbone et la tarification de l'électricité, mais ouvre également la voie à une régulation plus large des bâtiments commerciaux, administratifs voir résidentiels.

### 2.2.3 Conclusion de la section

À partir de cette analyse empirique, nous confirmons l'impact des facteurs politiques et structurels sur le choix du point de conformité. En effet, l'environnement dans lequel évolue le système de permis négociables influence sa construction. Nous pouvons observer pour l'Union européenne, la Californie et les programmes pilotes chinois, des options différentes de régulation du secteur électrique dans leur ETS.

Le système européen intègre les centrales de producteurs afin d'inciter la réduction de l'intensité carbone de l'électricité. Cela est possible, car les prix sont déréglementés, ainsi les producteurs peuvent répercuter le coût de la contrainte climatique sur leurs clients. De plus il y a un risque limité de fuites de carbone étant donné l'étendue de la couverture de l'ETS européen (tous les pays de l'UE participent au système de permis négociables). La Californie a choisi un modèle hybride entre la gestion en amont et en aval des émissions du secteur électrique. Cette approche dite de « first seller » intègre les producteurs d'électricité de l'Etat et les fournisseurs hors Etat. Le gouvernement a choisi cette approche afin d'éviter une augmentation des quantités d'électricité importées suite à une contrainte carbone qui pénaliserait la compétitivité des centrales de l'Etat. Les programmes pilotes chinois ont intégré les grands consommateurs d'électricité dans leur ETS, car la plupart des zones-tests en Chine ne sont pas des producteurs d'électricité, mais importent l'énergie secondaire des provinces du Nord. De plus, la régulation du prix de l'électricité par le gouvernement central rend impossible le transfert du coût du carbone dans le prix de vente ce qui risque de créer des faillites. Dans la section suivante, nous comparons deux options disponibles pour la Chine : déréguler les prix de l'électricité ou suivre l'approche choisie par ses provinces.

## **2.3 Étude de cas modélisée : le point de conformité dans le secteur électrique chinois**

Dans cette section, nous analysons les conséquences que peut avoir un prix réglementé de l'électricité sur la politique climatique chinoise. Nous modélisons une situation de référence où les centrales de production sont libres de fixer le prix de vente de leur électricité (nous supposons une libéralisation du secteur). Dans ce scénario, le point de conformité de l'ETS porte sur les producteurs. Dans un second temps nous transposons la situation actuelle des programmes pilotes chinois ; en d'autres termes, nous fixons le prix de l'électricité et intégrons les grands consommateurs d'électricité dans le système de permis négociables. Le but étant d'observer les variations technologiques, l'impact sur le coût de la politique climatique, l'évolution du prix du carbone et les modifications dans la demande d'énergie primaire. Pour ce faire, nous utilisons le modèle de simulation POLES. La finalité de ces modélisations n'est pas la détermination des prix et coûts, mais leurs différences entre les deux scénarios possibles pour la Chine : conserver le système actuel ou déréglementer le marché de l'électricité. Le but étant de révéler des informations, concernant des déterminants économiques et technologiques fondamentaux, sur les choix s'offrant à la Chine. Nous espérons pouvoir apporter des éléments de discussion sur l'impact d'une gestion des émissions indirectes dans le contexte chinois.

### **2.3.1 Le modèle POLES**

#### ***2.3.1.1 Fonctionnement global***

Nous avons choisi de travailler avec POLES, car il est largement utilisé par la Commission européenne, ce qui lui donne toute sa crédibilité. De plus, le module d'électricité de ce modèle offre un niveau de détail sur la technologie pertinent pour notre travail de recherche. De nombreuses sources ou vecteurs d'énergie sont représentés, à savoir le charbon, le pétrole, le gaz, mais aussi l'uranium, la biomasse, le solaire... C'est un modèle mondial régionalisé basé sur une construction modulaire. Il y a des unités distinctes pour chaque secteur d'offre et de demande. À partir de cet ensemble de modules, il crée une simulation du système énergétique en équilibre partiel. En définitive, POLES est un modèle bottom-up où les choix technologiques dépendent des prix sur les marchés et de l'équilibre entre offre et demande d'énergies primaires.

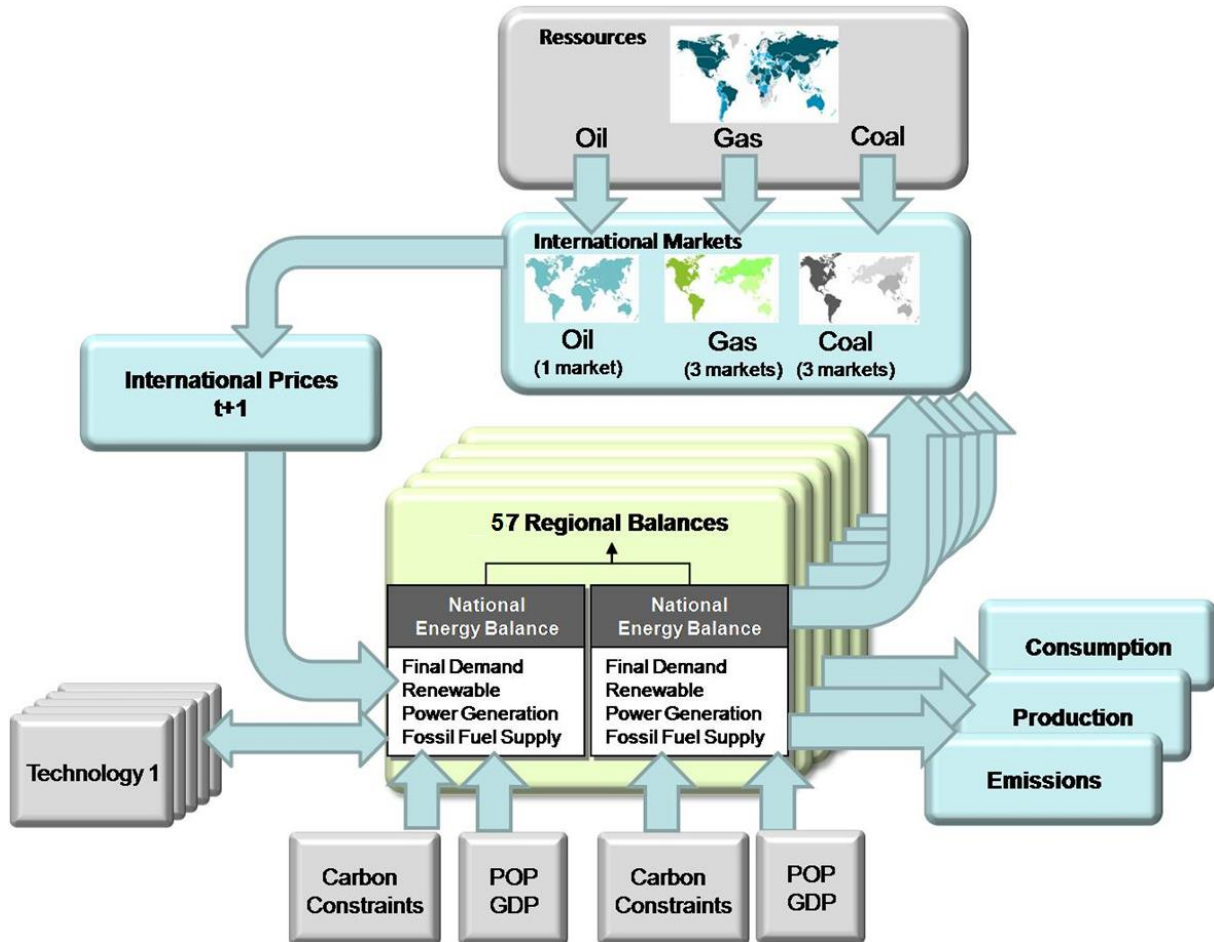
On parle également d'un modèle sectoriel technico-économique qui décrit la cohérence du système dans son ensemble. Pour ce faire, POLES prend en compte les technologies utilisées dans chacune des filières industrielles, les passerelles technologiques entre elles et les attributs des équipements (rendement, capacités, structures de coûts, impacts, disponibilités...). Le modèle procède par simulation récursive : la dynamique est donnée à partir du point initial, puis d'année en année, par les ajustements progressifs des variables d'offre et de demande, d'une part, et de prix, d'autre part (Finon, 2004; Hedenus et al., 2012). La Figure 15 présente synthétiquement la structure du modèle.

En gris, nous retrouvons l'ensemble des variables exogènes, c'est-à-dire : les ressources en pétrole, gaz et charbon, les données démographiques, les PIB, les performances technologiques<sup>12</sup> et la valeur carbone. Les estimations de la population proviennent du département des affaires économiques et sociales de l'ONU. La croissance du PIB est fournie, par défaut, par le CEPII dont les estimations sont fondées sur des fonctions de production à trois facteurs (capital, travail et énergie), prenant en compte des éléments comme le taux d'épargne et son lien avec l'investissement, le progrès technique ou encore l'accumulation du capital (Fouré et al., 2012). Toutefois d'autres estimations de PIB peuvent être intégrées dans le modèle, tel que les scénarios SSP (Shared Socioeconomic Pathways) construits par le CEPII (Centre d'Etudes Prospectives et d'Informations Internationales). Des hypothèses de progrès technique (PT) sont incorporées de façon exogène par l'intermédiaire de coefficients de baisse des coûts dans le temps. Elles influenceront la compétitivité des technologies et des filières. Cela permet de tracer une image technique cohérente des systèmes énergétiques qui évoluent en fonction des processus de développement de ce qu'on pourrait appeler les « nouvelles technologies ». Il y a ainsi une intégration du PT pour évaluer la pénétration de certains modes de production et la capacité de conversion d'un secteur dans le temps. La valeur carbone permet de prendre en compte les politiques de réduction des GES dans un cadre économique cohérent via l'inclusion d'une taxe carbone. Pour une même année, POLES peut ainsi générer des scénarios énergétiques différents selon les cibles climatiques prises par les pays. La valeur carbone révisé l'équilibre offre – demande d'énergie en modifiant les quantités consommées, le mix énergétique et les technologies utilisées (notamment par une incitation à la diffusion de nouvelles technologies plus propres).

---

<sup>12</sup> Une base de données spécifique, TECHPOL, a été développée afin de rassembler des données de coût et de performances. Cet outil a pour but d'améliorer la qualité des hypothèses employées par le modèle POLES qui intègre également des courbes d'apprentissage à deux facteurs : le learning by doing et l'impact de la R&D. Cela permet d'inclure un certain degré d'endogénéisation du progrès technique au cours du temps.

Figure 15 : structure du modèle POLES



Source : Mima et Criqui (2015)

Les évolutions de l'ensemble des variables caractérisant la consommation, la production, les prix de l'énergie et les émissions de GES sont, quant à elles, endogènes au modèle (en bleu dans la Figure 15). Les paramètres déterminant le niveau de consommation sont les prix des énergies aux niveaux international et national, les bilans énergétiques nationaux calculés à partir de treize secteurs finaux et la vitesse de diffusion d'une trentaine de technologies énergétiques clefs. Les ressources naturelles disponibles sont également surveillées, ce qui influe sur les prix de l'énergie. L'approche utilisée pour estimer l'offre future d'énergies fossiles suit un modèle dit de « processus de découverte » ; c'est-à-dire qu'on estime les réserves à partir de l'ampleur de l'exploration pétrolière (Adelman et Jacoby, 1977). Sans entrer dans le détail, cela permet de prendre en considération les énergies disponibles ainsi que l'effort de recherche et d'exploration géologique probable en fonction du prix des énergies primaires. Comme cela apparaît sur la figure, les prix des énergies se déterminent dans le cadre de marchés internationaux spécifiques. Pour le pétrole, en raison d'une grande liquidité du marché, le modèle utilise la logique d'un marché unique, alors que

le gaz et le charbon sont représentés à travers des grands marchés régionaux : Amérique, Eurafrique et Asie. Le coût du pétrole dépend d'une variable de long-terme correspondant au ratio Réserves/Production au plan mondial et d'une variable de court-terme donnée par les capacités de production des pays du Golfe. Le coût du gaz naturel est calculé sur chaque marché, d'une part via une indexation sur le prix du pétrole et d'autre part via la variation du ratio Réserves/Production pour les producteurs-clés de chaque région. Les échanges résultent d'une confrontation de l'offre et de la demande par pays et par région. L'équilibre repose alors sur des mécanismes fondamentaux d'ajustement de la production et la consommation face aux différents prix des énergies primaires (Criqui et al., 2015, 1999; Kouvaritakis et al., 2000).

Ce processus de prise en compte quasi complète des systèmes énergétiques aboutit à la construction de profils cohérents pour la projection des émissions de GES. POLES offre donc une image précise de la demande d'énergie pour les principaux secteurs et en particulier pour le secteur électrique, sur lequel nous portons notre analyse.

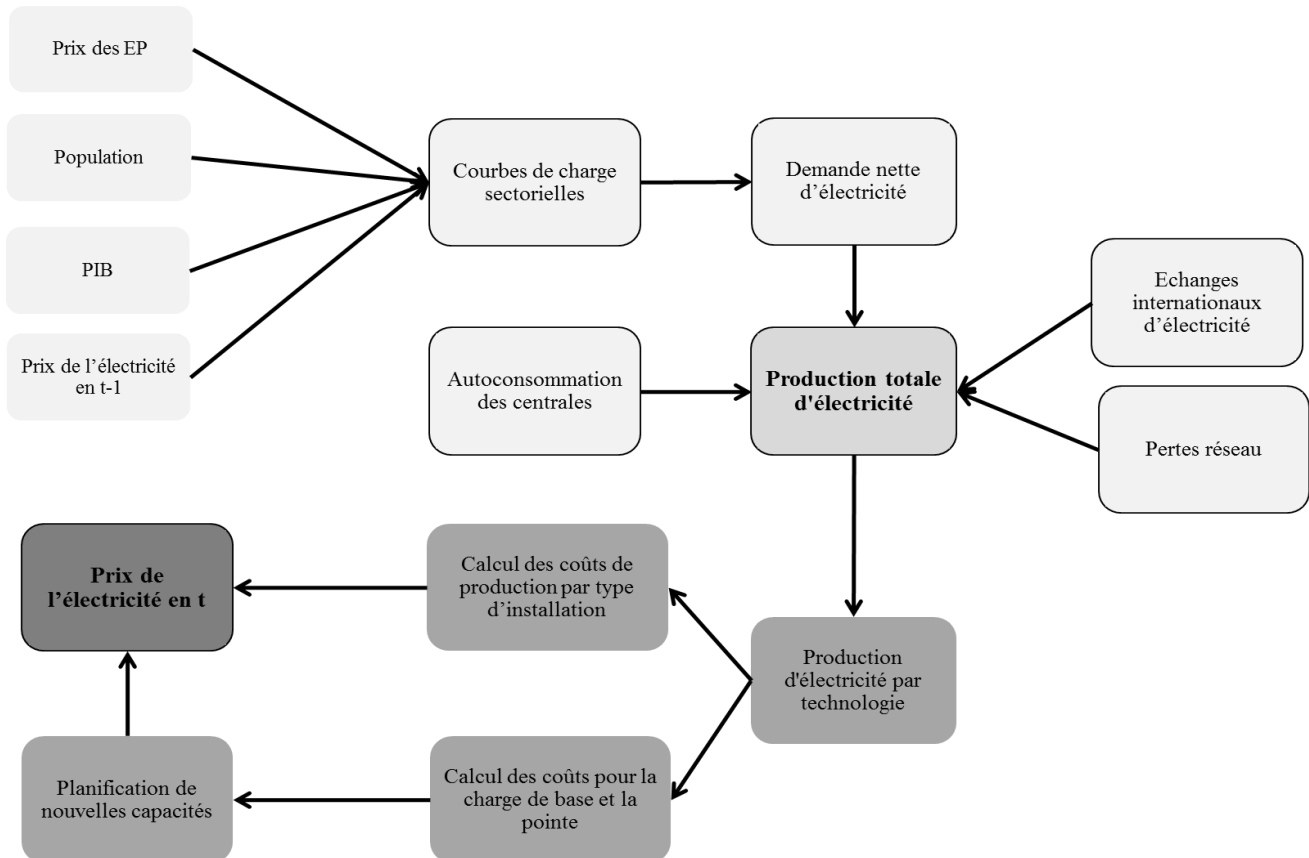
### ***2.3.1.2 Fonctionnement du secteur électrique***

Le système électrique est non seulement l'un des principaux consommateurs d'énergie, mais aussi le principal secteur de substitution intercarburants, c'est pourquoi nous pensons nécessaire de détailler la séquence de simulation de ce secteur (voir Figure 16).

Comme dans tout modèle, l'équilibre entre offre et demande doit être assuré ; de fait, dans POLES la production brute totale d'électricité est égale à la demande nette d'électricité plus ou moins les échanges internationaux d'électricité, plus l'autoconsommation des centrales, plus les pertes de transport et de distribution. La demande nette d'électricité est la somme des courbes de charge nationales ou régionales des secteurs industriel, résidentiel, tertiaire, agricole et transport. Celle-ci est donc facteur du prix de l'électricité en t-1, de la population, du niveau d'activité par secteur et des prix des combustibles. Chaque secteur a sa propre courbe de charge quotidienne. Deux journées types sont modélisées : une pour l'hiver et une pour l'été avec des pas de deux heures (Després, 2015). La décomposition journalière permet de déterminer la production nécessaire en base et en pointe qui sera ensuite confrontée à la contrainte de capacité des centrales électriques dans un espace géographique et à une date donnée. Ainsi, les courbes de charge varient en fonction des attributs du pays (population, niveau d'activité économique) et du temps (année de la simulation).



**Figure 16 : Simplification de la séquence de simulation de la production d'électricité**



Source : l'auteur

Il est ensuite défini, selon des critères de compétitivité-prix et de capacités, les quantités produites par type de centrale. Les technologies utilisées pour produire l'électricité suivent un "merit-order" et en tenant compte de la maturité de chaque technologie. Il est détaillé 38 technologies de production dans POLES (voir Tableau 6) que nous résumerons en neuf catégories dans la suite de notre analyse : charbon, pétrole, gaz, nucléaire, hydraulique, éolien, solaire, biomasse et autres.

La répartition de la production se fait donc en fonction du coût de production des centrales, mais également en fonction de la capacité installée qui évolue selon un coefficient de disponibilité reflétant le taux d'arrêt forcé et les temps d'arrêt pour maintenance (différent selon la saison, été ou hiver, et de l'heure de la journée). Cette quantité technologique disponible est amenée à évoluer à chaque période en fonction des décisions de développement des équipements prises au cours des périodes précédentes. À partir de ces informations, POLES définit alors les coûts totaux moyens pour la satisfaction de la demande de base et de pointe ainsi que les coûts par type de central. Le modèle simule enfin la demande nette hypothétique attendue de capacités pour les périodes suivantes et détermine le prix de l'électricité en t.

**Tableau 6 : Les 38 technologies du secteur électrique dans POLES**

Fuel	Technology name	Description
<b>Nuclear</b>	NUC	Conventional nuclear design
	NND	new nuclear design (4th generation)
<b>Coal</b>	PFC	pressurised coal supercritical
	PSS	pressurised coal supercritical with CCS
	ICG	integrated coal gasification with combined cycle (CC)
	ICS	integrated coal gasification with CC and CCS
	LCT	Lignite
<b>Gas</b>	CCT	Coal Conventional Thermal
	GCT	Gas Conventional Thermal
	GGT	Gas turbine
	GGC	Gas CC
	GGs	Gas CC with CCS
<b>Oil</b>	OCT	Oil Conventional thermal
	OGC	Oil CC
<b>Water</b>	HRR	Hydraulic run-of-river
	HLK	Hydraulic with reservoir (lake)
	HPS	Pumped hydro
	SHY	Small hydro (<10 MW)
	OCE	Tidal and wave
<b>Earth</b>	GEO	Geothermal
<b>Biomass</b>	BTE	Biomass Conventional Thermal
	BGTE	Biomass and Gasification
	BGAE	Biogas
	BCS	Biomass Conventional Thermal with CCS
	BTC	Biomass with combined heat and power (CHP)
	BGTC	Biomass and Gasification with CHP
	BGAC	Biogas with CHP
	BWC	Biodegradable waste with CHP
<b>Wind</b>	WN1, WN2, WN3	Wind onshore with different quality of the resource
	WO1, WO2, WO3	Wind offshore with different quality of the resource
<b>Solar</b>	CPV	PV power plant (centralised)
	DPV	Decentralised PV
	SPP	Solar thermal power plant
	SPPS	Solar thermal power plant with thermal storage

Source : Després (2015)

Le modèle nous fournit ainsi des informations sur les quantités d'énergie primaire consommées par source et les quantités d'électricité produites par technologie. Cela nous a permis, dans la section suivante, de comparer les modifications structurelles, énergétiques et économiques induites par un changement de mode de régulation des émissions de GES.

### 2.3.2 Méthode

Nous rappelons que nos modélisations consistent à confronter une gestion des émissions directes et indirectes dans le cas d'un marché national chinois. La première considère un secteur électrique déréglementé, où le point de conformité se situe sur les centrales de production. La seconde modélisation fait état de la situation actuelle de réglementation des rejets de CO<sub>2</sub> dans les programmes pilotes chinois. Pour rappel, ce sont les industriels qui doivent justifier de réduction d'émissions pour leur demande en électricité. Deux principales raisons justifient le choix de la Chine pour notre travail de recherche : le gouvernement chinois a annoncé la mise en place d'un système de permis négociables pour le pays à l'horizon 2020 et le moyen d'intégrer le secteur électrique dans l'ETS n'est pas entériné. Nous assignons les mêmes objectifs de réduction dans les deux cas de figure afin de comparer, toutes choses étant égales par ailleurs, la structure des efforts climatiques sur la base de quatre grands critères :

1. Le niveau de prix des permis d'émission. C'est la première indication qui témoigne des différences entre ces deux options de régulation. Nous avons conscience que le contrôle des prix de l'électricité par le gouvernement central empêche la fongibilité de la politique climatique à travers tous les secteurs, ce qui réduit l'éventail des réductions, mais nous souhaitons évaluer l'augmentation de la valeur carbone.
2. Le coût de la politique climatique. Lié au critère précédent, il nous informe sur les répercussions économiques de l'une et l'autre des gestions. Cependant, nous n'évaluons pas les impacts macroéconomiques potentiels, tels que les effets sur la compétitivité ou sur la production, car ils dépendent fortement du contexte international. Nous n'évaluons pas non plus les impacts sur le risque de fuite de carbone, à savoir le risque de déplacement de la production d'une juridiction à l'autre en raison de l'incidence des marchés du carbone sur la compétitivité - qui dépend de plusieurs facteurs propres au contexte, tel que la façon dont les quotas sont attribués aux entités, les obstacles susceptibles de limiter la délocalisation...
3. L'évolution de la demande des énergies primaires. Nous regardons les dissemblances dans le mix énergétique. Le cap sur les émissions de GES est identique pour chaque alternative de régulation, mais la combinaison des sources énergétiques utilisées sera probablement différente.

4. Les changements technologiques. Lié au critère précédent, les évolutions technologiques sont corrélées aux évolutions de la consommation d'énergie primaire.

Nous réalisons nos scénarios par une décomposition de notre modélisation en cinq étapes. Cela nous permet de définir une situation sans politique climatique avec notamment un prix de l'électricité puis de comparer l'option de gestion des émissions directes avec dérégulation du secteur électrique à la gestion des émissions indirectes avec contrôle des prix de l'électricité par le gouvernement central. Dans un premier temps nous modélisons, avec POLES, le scénario SSP2<sup>13</sup> pour la Chine à l'horizon 2030. Cela nous donne le niveau de rejet de GES du pays. Nous construisons ensuite les courbes de coût marginal de réduction des émissions du secteur électrique pour chaque type de gestion (directe et indirecte). Ces courbes sont construites par itération de l'évaluation des réductions d'émissions correspondantes à des prix de carbone croissants. À la troisième étape, nous définissons le niveau d'émission totale correspondant à l'INDC chinois<sup>14</sup>. À partir de cette information, nous réalisons les calculs d'équilibre de marché à travers un outil de simulation que nous avons développé sous Mathematica. Nous avons ainsi la valeur carbone qui permet l'équilibre, et simultanément le coût de la politique climatique, pour chaque type de gestion. Cette valeur est finalement intégrée dans le modèle POLES afin d'analyser l'évolution de la demande en énergies primaires et les changements technologiques.

#### **Encadré 2 : modélisation du contrôle des prix de l'électricité**

À noter que la première modélisation ne modifie pas la construction de la Figure 16 puisque la valeur carbone est diffuse dans toutes les branches de l'économie. La seconde rend exogène le prix de l'électricité pour tous les secteurs autres que l'industrie. La valeur carbone n'influe pas le prix de l'électricité dans le transport, l'agriculture et le tertiaire. De fait, aucune incitation liée aux émissions des centrales électriques n'est portée sur ces secteurs. La réglementation s'applique uniquement aux industriels qui devront soit réduire leur consommation, ce qui modifie la courbe de charge du secteur, soit inciter la production d'électricité moins carbonée. Le but de cette analyse étant d'analyser les conséquences économique et technologique de conserver une régulation tarifaire de l'électricité en Chine.

<sup>13</sup> SSP2 décrit un Monde caractérisé par la poursuite des tendances actuelles avec un développement économique fort pour la Chine et relativement faible pour l'Europe et les États-Unis. Les SSP (Shared Socioeconomic Pathways) sont des scénarios de très long terme construits par l'institut scientifique CEPII, décrivant différentes trajectoires de croissances économiques possibles.

<sup>14</sup> 60 à 65% de réduction de l'intensité énergétique de la Chine en 2030 par rapport à 2005.

### 2.3.3 Résultats

Nous analysons les résultats par comparaison des deux situations. Notre objectif n'est pas de regarder l'impact de la politique climatique par rapport à une situation business as usual mais d'évaluer dans quelle mesure la gestion des émissions indirectes permettrait à la Chine de conserver une régulation des prix de l'électricité tout en intégrant un ETS. Le but étant d'apporter des informations économiques, énergétiques et technologiques sur l'une et l'autre des options de gestion et d'apporter des éléments de réflexion sur la coexistence de mécanismes de marchés et de régulations gouvernementales.

#### 2.3.3.1 *Prix des permis et coût de l'ETS*

Dans notre modélisation, lorsque le point de conformité est fixé sur les consommateurs, la valeur carbone est 8% plus élevée qu'avec une dérégulation du secteur électrique (voir Tableau 7). De 54\$, dans la première situation, le prix passe à 58\$ dans la seconde. Selon toute logique les réductions les moins coûteuses dans les autres secteurs ne sont pas captées étant donné qu'ils ne subissent pas la réglementation. Il y a donc une perte d'efficacité du système de permis négociables puisque l'ensemble des options de réduction ne sont pas disponibles. La politique climatique est de fait plus coûteuse pour l'économie chinoise. En effet, dans notre simulation on estime que le coût est supérieur de 7%. Toutefois la réglementation des émissions indirecte permet d'atteindre les objectifs climatiques sans avoir une hausse spectaculaire du prix des permis et du CT. En accord avec les travaux de Kim et Lim (2014), qui préconisent, dans la situation chinoise, un ETS avec une gestion des émissions indirectes combinée à un système d'allocation de quotas basé sur l'intensité carbone pour les producteurs, nous estimons le surcoût acceptable. L'analyse démontre que la gestion des émissions indirectes permet, dans ce cas, d'avoir un signal pour les consommateurs, mais également pour les producteurs (que nous étudions dans la sous-section suivante). La gestion des émissions indirectes sur les industries permet d'éviter la répercussion involontaire du prix du carbone sur le prix de l'électricité dans les secteurs non-ETS et notamment résidentiel. La politique climatique s'articule ainsi avec la politique sociale. Comme nous l'enseigne Kim et Lim (2014), avoir une perte d'efficacité dans le système peut être justifiée lorsque la complexité administrative et les contraintes politiques ne permettent pas la mise en place de la réglementation dite, d'un point de vue purement économique, de premier ordre.

**Tableau 7 : Résultat de la modélisation POLES, d'une réglementation directe et indirecte des émissions de GES dans le cadre d'un ETS**

		Directe	Indirecte	Variation
Carbon Value, China ETS	\$	54	58	8%
ETS Cost, China	K\$	127 362 795	136 217 522	7%
<b>CO2 emissions excl. LULUCF, China</b>	<b>ktCO2</b>	<b>11 655 921</b>	<b>11 655 921</b>	0%
<i>CO2 emissions elec sector, China</i>	<i>ktCO2</i>	<i>4 263 517</i>	<i>4 363 128</i>	2%
<i>CO2 emissions indus sector, China</i>	<i>ktCO2</i>	<i>4 722 427</i>	<i>4 655 866</i>	-1%
<b>TPEC, China</b>	<b>ktoe</b>	<b>4 321 932</b>	<b>4 373 234</b>	1%
Primary energy oil, China	ktoe	781 313	774 508	-1%
Primary energy gas, China	ktoe	500 731	503 934	1%
Primary energy coal, China	ktoe	1 808 596	1 827 883	1%
Primary energy bio, China	ktoe	278 013	278 828	0%
Primary energy nuclear, China	ktoe	565 027	603 231	7%
Primary energy hydro, China	ktoe	151 526	151 590	0%
Primary energy wind, China	ktoe	173 976	176 404	1%
Primary energy solar, China	ktoe	63 490	57 595	-9%
<b>Total electricity production, China</b>	<b>GWh</b>	<b>12 298 757</b>	<b>12 604 714</b>	2%
Electricity production from coal, China	GWh	4 733 437	4 871 560	3%
<i>In which CCS</i>	<i>GWh</i>	<i>258 333</i>	<i>290 111</i>	12%
Electricity production from oil, China	GWh	121 628	127 800	5%
Electricity production from gas, China	GWh	795 708	839 182	5%
<i>In which CCS</i>	<i>GWh</i>	<i>29 940</i>	<i>37 812</i>	26%
Electricity production from biomass, China	GWh	293 705	296 140	1%
Electricity production from nuclear, China	GWh	2 282 772	2 438 211	7%
Electricity production from hydro, China	GWh	1 761 928	1 762 672	0%
Electricity production from solar, China	GWh	283 157	214 608	-24%
Electricity production from wind techno, China	GWh	2 022 931	2 051 172	1%
Others	GWh	3 491	3 370	-3%

Source : l'auteur d'après les résultats de modélisation issue du modèle POLES

Le second point de notre analyse repose sur la consommation totale d'électricité. Étant donné que dans le tertiaire, l'agriculture et les transports le prix du CO<sub>2</sub> n'est pas intégré dans le prix de l'électricité, il n'y a pas d'incitation à réduire la consommation d'électricité pour ces secteurs. Cela est confirmé par la simulation, la production totale d'électricité est plus importante dans la seconde situation. Nous constatons également une augmentation des émissions de gaz à effet de serre du secteur électrique qui est compensée aux deux tiers par l'industrie, qui, comme nous l'avons vu précédemment, représente en Chine la seconde source d'émission loin devant l'agriculture, les transports et le tertiaire (voir dans le chapitre précédent la section 1.1.3 p.28). Les quotas étant diffus, il est logique que les réductions ne pouvant totalement avoir lieu dans le secteur électrique soient réalisées dans d'autres branches de l'économie. Nous pouvons supposer, comme le constate Hu et al. (2012) dans leurs

travaux, une augmentation de la viabilité des équipements moins consommateurs d'électricité et un accroissement de la part des équipements à haut rendement dans la production conduisant à une réduction totale des émissions dans le secteur.

Nous retiendrons que d'un point de vue économique, la gestion des émissions indirectes avec contrôle des prix de l'électricité accroît le coût de l'ETS et augmente la demande en énergie secondaire par rapport à un système sans contrôle du prix de l'électricité. Toutefois même si le coût total de réduction est 7% plus élevé, cela semble dérisoire par rapport au niveau de richesse du pays. La différence de coût est de l'ordre de 8 millions de dollars alors que l'AIE estime le PIB de la Chine en 2030 à 34 290 000 millions de dollars et le CEPII à 36 130 000 millions de dollars.

### ***2.3.3.2 Impacts sur les mix technologique et énergétique***

Du point de vue des énergies primaires consommées, nous retrouvons les résultats affichés par Cong et Wei (2010), lors de l'introduction de l'ETS, de quelque manière soit-elle, par rapport à un scénario BaU. La production d'électricité issue du gaz naturel, du nucléaire, du solaire et de l'éolien augmente. L'hydroélectricité reste inchangée, étant donné que tout le potentiel de production est installé, et la puissance électrique issue des centrales au charbon est divisée par deux avec un développement des technologies de capture et séquestration du CO<sub>2</sub>. Nous constatons approximativement les mêmes résultats pour chacune des gestions. Les transformations sont assez faibles, de l'ordre de 1% pour les énergies primaires carbonées, l'éolien, l'hydraulique et la biomasse. On constate toutefois une hausse de 7% de la consommation d'énergie nucléaire et une baisse de 9% pour le solaire entre une régulation des émissions directes et indirectes. La technologie solaire connaît donc un déploiement plus faible tandis que les centrales nucléaires se développent lorsque le marché électrique est régulé.

La technologie de capture et de séquestration du CO<sub>2</sub>, dans les centrales de gaz et de charbon, est également plus présente lorsque l'État conserve un contrôle sur les prix de l'électricité. Environ 20% de l'énergie secondaire supplémentaire produite dans ces centrales a été réalisée avec un dispositif CCS (Carbon Capture and Storage). Cela génère une augmentation de 12% et 26% de la technologie dans la production électrique respectivement issue du charbon et du gaz. En définitive, le mix énergétique reste quasi identique étant donné que les objectifs de réduction des émissions sont similaires. Conserver un marché de l'électricité régulé par le gouvernement central n'impacte donc que marginalement la demande

en énergie primaire. Li et al., (2014) évaluent les impacts économiques et climatiques d'un marché de permis d'émission en Chine avec un prix du permis à 100 yuans/tonne. Ils concluent également que l'ETS chinois pourrait intégrer un nombre limité de secteurs à forte intensité énergétique pour une efficacité comparable à un vaste système national.

Nos résultats sont également comparables à la politique de prix différenciés qui fut appliquée en Chine à partir de 2004. Elle visait les industriels et en particulier les huit industries les plus énergivores du pays. Celles-ci étaient classées en quatre catégories - "interdites", "restreintes", "autorisées" et "encouragées" - en fonction de l'efficacité de la technologie qu'elles utilisaient. Une majoration tarifaire était ainsi appliquée pour les entreprises appartenant aux deux premières catégories. Le but étant d'accroître la rentabilité des technologies plus efficaces sur le plan énergétique. Au même titre que la gestion des émissions indirectes, le secteur industriel est responsable des rejets de GES causés par sa consommation en énergie secondaire. L'article de Hu et al. (2012) examine cette politique et conclut qu'elle génère des économies d'électricité significatives avec un effet négligeable sur l'indice des prix à la consommation. Les résultats attendus d'une gestion des émissions indirectes semblent être similaires, nous constatons une réduction de la demande comprise entre 9% et 11% selon le type de régulation des émissions (indirectes ou directes).

Nous retiendrons que la répartition des émissions n'est que légèrement modifiée avec une augmentation de l'effort de réduction dans l'industrie (de l'ordre de 1%) et des rejets des GES un peu plus importants pour le secteur électrique (+2%). Deux critères sont donc susceptibles d'influencer la décision gouvernementale quant au choix de régulation, directe ou indirecte, des émissions de GES dans le système de permis négociable : la hausse du coût de la politique climatique et la modification de la structure technologique de production électrique. L'augmentation de la valeur carbone générée par une incapacité à capter des réductions moins coûteuses crée une hausse des coûts de réductions pour parvenir à l'objectif, mais peut sembler limiter aux vues des prévisions de PIB pour le pays. Le second critère de décision pour le gouvernement central chinois est le changement technologique. Dans notre simulation on constate un délaissement de l'énergie solaire au profit de la production nucléaire et des procédés de capture et de séquestration du CO<sub>2</sub> dans les centrales gaz et charbon. Dans le moyen et long terme, pour que la politique soit pleinement efficiente, il semble important d'affecter les recettes issues de la vente des quotas à la transition écologique et d'aller vers des prix dérégulés de l'électricité. Toutefois, la construction d'un ETS sur les émissions indirectes peut être une alternative économiquement acceptable pour la Chine dans



le contexte actuel. Cette option peut ainsi permettre au pays de conserver une politique sociale des prix de l'électricité et poursuivre des objectifs environnementaux sans désavantages majeurs par rapport à une situation avec dérégulation du secteur. Cela peut également être considéré comme un moyen à court terme d'introduire des politiques de tarification du carbone via le marché. La gestion des émissions indirectes via l'ETS peut donc être une politique efficace pour permettre à la Chine de réduire les émissions de GES, même sous un régime de prix de l'électricité rigide.

## **2.4 Discussion et conclusion du chapitre 2**

### **2.4.1 Les difficultés futures dans l'hypothèse d'un linking des ETS**

Le linking des ETS est désormais à l'agenda de la politique publique de plusieurs pays. La différence de conception des systèmes va jouer un rôle important dans la viabilité de ces rapprochements. Une gestion différenciée des émissions de GES peut soulever des problèmes de double comptage dans la mesure où il existe des interconnexions entre les deux pays concernés. Le commerce transfrontalier de produits énergétiques secondaires peut générer des obstacles dans la compatibilité des systèmes. Pour illustrer, prenons l'exemple d'un pays A dont le point de conformité est fixé sur les producteurs et un pays B qui intègre les consommateurs d'électricité dans l'ETS. Si le pays A exporte de l'électricité vers le pays B alors les émissions seront comptabilisées à deux reprises : une première fois dans A au niveau des centrales et une seconde fois dans le pays importateur au niveau de la consommation. En pratique, il est essentiel de s'assurer que les émissions soient comptabilisées par le même procédé lors du linking pour éviter la double comptabilisation (Ellis et Tirpak, 2006; Haites, 2003). Et inversement, il est important de ne pas permettre, à certains rejets de GES, de ne pas être comptabilisés. Suivant notre exemple, si B exporte vers A alors le contenu carbone de cette électricité ne sera ni comptabilisé lors de la production (dans B), ni lors de la consommation (dans A). Au même titre que le double comptage, cet effet de contournement de la réglementation ne doit pas être possible. Dans la mise en place de régulations des émissions directes et indirectes, le linking des systèmes peut soulever un risque d'inefficacité. En effet, il peut se manifester des complications dans la coexistence de conceptions différentes entre les secteurs (Baron et Bygrave, 2002; German Emissions Trading Authority, 2013).

Il semble également indispensable de soulever les difficultés auxquelles vont faire face les industriels. Pour les prochaines années, les entreprises doivent se préparer à un scénario avec de multiples systèmes de négociation, une complexité croissante des ETS et une incertitude réglementaire accrue (Jaffe et Stavins, 2008). Les gouvernements seront amenés à adapter leurs marchés pour répondre aux circonstances économiques et politiques découlant du linking des systèmes. Cette diversité des caractéristiques de conception des systèmes sera susceptible d'accroître les coûts de conformité pour les entreprises (Carbon trust, 2009). En définitive, les différences entre les systèmes soulèvent des préoccupations dans la compatibilité des ETS. Des régimes avec des gestions d'émissions directes et indirectes

peuvent être reliés à condition que les allocations ne soient pas comptabilisées deux fois afin d'éviter une surestimation de la quantité réduite, qu'il n'y ait pas de pression réglementaire sur un secteur et que la capacité d'adaptation des entreprises soit optimale.

## **2.4.2 Conclusion du chapitre**

Ce chapitre apporte deux avancées par rapport à la littérature académique. La première est méthodologique. Notre travail de recherche permet de clarifier l'utilisation des termes de gestion en amont, en aval, de gestion des émissions directes et indirectes pour les secteurs de l'électricité et du transport. L'emploi de ces expressions n'est pas harmonisé et la comparaison entre les articles souvent difficile. Nous réfléchissons à partir d'une analyse de cycle de vie du produit (extraction, production, distribution, consommation) sur laquelle nous pouvons intégrer les différents modes de gestion. Notre approche permet ainsi de replacer les termes utilisés par la littérature dans chaque secteur, mais également de fournir un moyen de comparaison entre les décisions d'inclusion de différents types d'acteurs. C'est une base préalable et nécessaire à notre travail. Le second apport est scientifique puisqu'il permet de confirmer l'impact du choix de localisation du point de conformité sur l'efficacité des systèmes de permis négociables.

À partir d'une analyse de la littérature, nous avons confirmé l'effet secteur sur la localisation du point de conformité. Dans le transport, intégrer les consommateurs de carburant dans le système de permis négociables est moins efficace qu'une intégration des producteurs et distributeurs. La définition des parties prenantes au marché du carbone, la gestion comptable des émissions de GES et la sensibilisation des acteurs sont plus coûteuses lorsque le régulateur met en place un mécanisme de droits individuels (Personal Carbon Trading – PCT). Dans l'électricité, le choix du point de conformité modifie les évolutions technologiques et les mix énergétiques, mais n'altère pas l'efficacité du système. Étant donné que dans ce secteur la sélection des acteurs n'a pas d'impact sur l'efficacité économique de l'ETS, nous avons analysé l'effet pays. À partir d'une étude empirique, nous affirmons l'impact politico-structurel sur la définition des acteurs intégrés dans le système de permis négociables. Le niveau d'interconnexion du marché de l'électricité et les capacités de pass-through étant intrinsèquement liés, la Californie a choisi de réglementer à la fois les producteurs et les importations d'électricité. Les programmes pilotes chinois ont opté pour une gestion des émissions via les consommateurs étant donné que les prix de l'électricité sont régulés par le gouvernement central et le surcoût de la politique climatique ne peut se

répercuter sur le client. L'UE a intégré les producteurs dans son système afin d'influencer directement l'intensité carbone de son électricité. L'approche retenue dépend alors de l'organisation des marchés électriques et du contexte politique. Ainsi, l'environnement politico-structurel agit également sur l'efficacité du choix de localisation du point de conformité.

L'effet secteur peut difficilement être contourné, mais l'effet pays peut être atténué par une modification du modèle économique. Nous supposons une dérégulation du secteur électrique chinois que nous comparons à la situation actuelle de contrôle des prix. À partir d'une modélisation d'un hypothétique ETS chinois nous examinons les modifications technologiques et économiques d'une gestion placée sur les producteurs dans le cas d'une dérégulation et d'une gestion sur les consommateurs dans l'autre situation. Nous concluons que placer le point de conformité sur les grands consommateurs permettrait au gouvernement chinois de garder un contrôle sur les prix de l'électricité tout en incitant une réduction de la demande en électricité et en soutenant l'introduction de centrales de production moins carbonées. Ainsi, une modification du point de conformité permet simultanément d'adapter le mécanisme de marché au contexte politique et de conserver l'efficacité de l'ETS. Au-delà de l'analyse théorique, cette conclusion centrale au chapitre défend corrélativement l'hypothèse du fonctionnement possible d'un marché du carbone dans une économie régulée qui effectue un contrôle sur le prix des produits.

En définitive, l'adaptation du design système de permis négociables est non seulement possible, mais également viable puisqu'elle ne modifie que marginalement son efficacité. Dans le chapitre suivant, nous analysons le caractère décisif de l'adaptation de l'ETS. Nous rajoutons au critère d'efficacité, le critère de l'acceptabilité politique.



### **Chapitre 3- Les conditions d'une extension sectorielle des systèmes de permis négociables**

Au lendemain de conférence de Paris (COP 21), le débat sur la régulation des émissions de GES s'intensifie. Comme nous l'avons vu précédemment les mécanismes de marché se sont développés dans de nombreuses régions depuis l'échec de la Conférence de Copenhague (COP 15) et l'éloignement de la perspective d'une architecture « top-down » organisant les réductions d'émissions sur la base d'un grand système international de quotas. L'idée d'élargir le nombre d'entités et de secteurs couverts est récurrente dans les perspectives des gouvernements. Cela permet d'intégrer de nouveaux acteurs dans la politique climatique, d'accroître l'efficacité économique de l'ETS en augmentant la liquidité du marché et les options de réduction (voir Chapitre 1), mais également de gérer, à travers une législation commune, les différentes sources d'émission d'un même polluant.

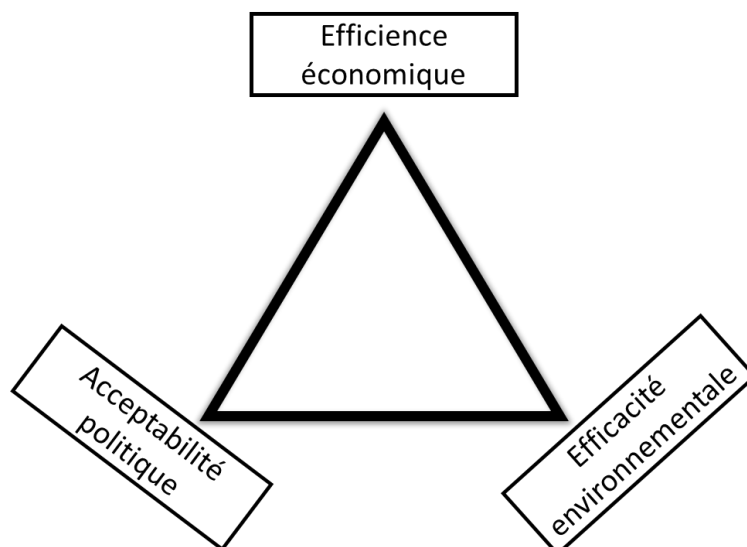
Aujourd'hui, aucun des systèmes de permis négociables en fonctionnement ou en construction ne couvre l'intégralité des rejets de gaz à effet de serre. En général, seules les émissions du secteur électrique et des grands consommateurs industriels d'énergies sont réglementées. La perspective d'intégrer les émissions issues du transport dans les ETS existants apparaît cruciale pour réduire les rejets de GES. Ceci est d'autant plus intéressant que la théorie économique nous enseigne que c'est optimal. En effet, Weitzman (1974) préconise de fixer la quantité au moyen d'un système de permis négociables lorsqu'il y a incertitude sur la fonction de dommages. Or, en ce qui concerne le changement climatique, la fonction de dommages est non seulement incertaine, mais potentiellement très élevée. De plus, dans le cas particulier des transports, l'élasticité de la demande de carburant automobile face à l'évolution des prix est faible et l'hétérogénéité entre les consommateurs est importante - des arguments qui se combinent en faveur de la mise en place d'un ETS dans le secteur.

La régulation des émissions issues des déplacements via le marché des permis est complexe et peut s'avérer contestable. À la différence du secteur de l'électricité et de l'industrie, le transport ne couvre pas des sources d'émissions fixes, mais comprend de multiples sources mobiles. De plus, il dispose d'un grand nombre de petites sources

d'émissions, d'une grande variété de véhicules et d'utilisations (avec de multiples paramètres tels que la distance annuelle parcourue, le mode de conduite, le milieu : ville, montagne, campagne...). Comme il a été étudié dans le chapitre précédent, ces caractéristiques rendent difficiles le calcul et la gestion des émissions de carbone. Pour rappel, dans le chapitre 2, nous avons analysé les manières d'intégrer le secteur dans un système de permis négociables et conclu que placer le point de conformité sur les distributeurs ou producteurs de carburants était le plus efficient. L'objectif de ce chapitre est d'évaluer l'intérêt et les conséquences de réguler les émissions du secteur transport à travers un système de permis négociables afin d'apporter des recommandations sur son éventuelle inclusion dans un ETS existant.

À partir d'une analyse empirique et d'une synthèse des travaux de recherche académiques sur la régulation des émissions du transport et leurs introductions dans un marché carbone, nous apportons une réflexion nouvelle sur l'élargissement sectoriel des ETS. Nous sortons du cadre théorique strict qui raisonne uniquement en termes d'efficacité environnementale et d'efficience économique. Nous ajoutons la variable de l'acceptabilité politique. C'est à partir de ces trois principes structurants que nous construisons notre réflexion. Nous défendons l'idée que ces facteurs sont à l'origine de la prise de décision concernant la régulation des émissions du transport via un système de permis négociables. Intégrer la question de l'acceptabilité politique nous amène à tirer des conclusions plus robustes offrant de nouvelles perspectives théoriques.

**Figure 17 : Les trois facteurs structurants de la prise de décision politique**



Source : l'auteur

Nous réalisons ensuite un travail de modélisation basé sur la construction d'un ETS en Europe, en Chine et aux États-Unis. Des simulations réalisées grâce à l'outil CMT (Carbon Market Tool) aujourd'hui développé par Enerdata. Nous construisons plusieurs scénarios afin de comparer les effets de l'extension d'un ETS au transport sur les prix des permis, sur les flux de quotas et sur les efforts de réduction sectoriels. Notre analyse vient conforter les résultats de la littérature académique récente en apportant des estimations pertinentes et comparables pour trois cas de figure que sont l'Europe, la Chine et les États-Unis. Trois pays qui représentent les trois plus gros émetteurs mondiaux de GES. L'apport de notre modélisation est triple. Elle permet premièrement de chiffrer les flux de quotas intersectoriels pour évaluer et comprendre le rôle de chaque secteur dans l'ETS. Elle permet ensuite de mettre en perspective les risques et avantages d'une extension sectorielle de ces marchés. Elle permet enfin de mieux caractériser les possibilités des politiques publiques et ainsi suggérer des recommandations sur la réglementation des émissions de GES issue du transport via un marché du carbone.



### **3.1 L'intégration des transports : revue de la littérature**

Cette revue de la littérature se divise en deux sous-sections. Nous analysons premièrement, l'intérêt pour le transport de réguler ses émissions via un système de permis négociables. Nous envisageons ensuite les conséquences d'une inclusion des émissions du transport dans un ETS en fonctionnement pour les rejets de GES des secteurs industriel et électrique. Nous concluons qu'une limite quantitative des émissions du transport est nécessaire, mais qu'elle ne peut se faire à travers un ETS commun à l'industrie et à l'électricité.

#### **3.1.1 Analyse empirique des choix de régulation des émissions du transport**

Tous les secteurs de l'économie sont responsables, dans une proportion plus ou moins importante, de rejets de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère, et le transport représente une part non négligeable : environ 30% pour les États-Unis, 25% pour l'UE et 6% pour la Chine (voir Chapitre 1-). Deuxièmement, l'expérience internationale nous montre que le transport routier pourrait être le secteur où il est le plus difficile de réduire les émissions de GES. Par exemple, en Europe et aux États-Unis, c'est le seul grand secteur dont les émissions sont stables ou connaissent une baisse beaucoup plus lente que dans les autres branches de l'économie. En Chine, les émissions augmentent car la croissance du nombre de véhicules en circulation est extrêmement rapide, en raison de l'accroissement de la richesse du pays, de l'augmentation du revenu disponible par habitant et de la croissance démographique. Afin d'alléger la charge environnementale liée à l'utilisation croissante des véhicules, des mesures de lutte contre les émissions ont été lancées dans la plupart des pays. Dans la plupart de ces pays, les émissions de GES issues des déplacements sont contrôlées à travers la mise en place initialement de normes sur les véhicules. Nous reviendrons sur les formes de régulation choisies par la Chine, les États-Unis et l'Union européenne en trois étapes : une analyse des caractéristiques du secteur pour chaque pays/région, une revue des politiques climatiques mise en place pour contrôler ces émissions et un examen de leur efficacité.

### ***3.1.1.1 La régulation des émissions du transport en Chine***

Les dix prochaines années sont une période cruciale pour la Chine qui devra réaliser des économies d'énergie dans les transports alors qu'elle connaît une explosion de l'utilisation de l'automobile. Les transports routiers, aériens, ferroviaires et maritimes de la Chine représenteront respectivement 70%, 14%, 12% et 5% de l'augmentation énergétique prévue en 2030, d'où la prépondérance du premier sur les trois autres et devrait ainsi être placé au premier rang des priorités. En effet, le nombre d'usagers de la route a augmenté, car les véhicules privés sont symbole de rapidité, commodité, confort, mais surtout symbole important du statut et de l'identité personnelle. Ainsi, une réduction du nombre de passagers par véhicule continuera probablement de faire grimper l'intensité des émissions de CO<sub>2</sub> du transport chinois durant les prochaines années (Loo et Li, 2012).

Cela est le résultat d'une augmentation du nombre de véhicules particuliers qui est passé de 96 millions en 2003 à 279 millions en 2015 (Li et Tang, 2017). Hao et al. (2011) et Huo et Wang (2012) estiment à 500-600 millions en 2050 tandis que Wu et al. (2017) et Wang et al. (2011) estiment même l'augmentation plus rapide, avec 400 à 550 millions de véhicules routiers d'ici 2030. La Chine a dépassé les cent véhicules par millier d'habitants en 2014, or il n'a fallu que douze ans au Japon et à la Corée, pour que les densités nationales de propriétaires de véhicules passent de 100 à 300 (X. Wu et al., 2016). A partir de ces observations, Wang et al. (2014) évaluent le nombre d'automobiles en circulation en Chine équivalent voir supérieur à celui des États-Unis entre 2032 et 2036. Le prix élevé des véhicules neufs ne limite pas la demande de voitures et la hausse du prix du carburant n'a pas encouragé la population à acheter des véhicules économes en énergie (Chai et al., 2016).

Les émissions du secteur du transport dans sa globalité représentent seulement 6% des émissions totales du pays, mais ces nombreuses analyses nous montrent l'importance grandissante du rôle à venir des déplacements automobiles privés dans les rejets de GES pour la Chine. Il s'agit donc d'un moment critique pour la Chine où l'augmentation du parc de voiture se doit d'être contrôlée dans sa globalité. D'une part, le secteur routier devrait améliorer les performances technologiques des véhicules et la qualité de leurs carburants tout en permettant le développement et l'introduction d'une énergie propre ; d'autant plus que la consommation de carburant au kilomètre est actuellement deux fois plus élevée que dans les pays développés. D'autre part, le gouvernement devrait accroître les investissements dans les infrastructures et inciter les modifications comportementales des usagers de la route (Gambhir et al., 2015). En effet, avec l'accroissement rapide de la population urbaine, la

question des déplacements dans les villes est primordiale, car l'infrastructure est l'un des facteurs prépondérants dans les émissions de GES associées au secteur (Hao et al., 2014). En définitive, au vu des caractéristiques du secteur, le contrôle des émissions du transport de personnes doit permettre de réduire l'intensité carbone des automobiles et permettre un report modal du transport privé vers un transport public à faibles émissions de carbone afin de réaliser le découplage relatif de l'accroissement des déplacements et des émissions de carbone du transport (Z. Liu et al., 2015).

Pékin est l'une des villes pionnières dans le domaine. La ville a adopté, le Clean Air Action, dans le cadre d'une série de stratégies et de politiques pour contrôler les émissions des véhicules routiers. Même si l'objectif initial était la diminution de la pollution atmosphérique, Pékin a influencé les rejets de GES par la mise en place de mesures de contrôle du trafic, de restrictions sur l'utilisation et l'achat de voitures<sup>15</sup>, par la mise à la casse accélérée des véhicules plus anciens et plus énergivores et par la mise en œuvre de normes d'émission de plus en plus strictes pour les nouveaux véhicules (Lang et al., 2014; S. Zhang et al., 2014). Ces normes qui ciblent directement la pollution dans le secteur des transports sont une contribution à la réduction des rejets de GES, indépendamment du but initialement poursuivi (Kishimoto et al., 2017). De plus, depuis 2016, Pékin attribue 60 000 plaques d'immatriculation à des véhicules électriques en dehors du système de loterie, ce qui représente 40% des voitures supplémentaires nouvellement immatriculées. Les voitures électriques ne subissent pas non plus les restrictions de circulation pendant la semaine ni les frais de stationnement et ont des réductions tarifaires sur les péages (Wu et al., 2017). D'autres villes chinoises ont également mis en place des politiques environnementales telles que Shanghai, Guangzhou et Guiyang qui limitent la possession et l'utilisation des véhicules à combustibles fossiles.

Au niveau national, la Chine a mis en place des mesures de lutte contre les rejets de GES, notamment à travers des normes d'émission pour les nouveaux véhicules, des programmes d'inspection et d'entretien des véhicules en fonctionnement, des objectifs d'amélioration de la qualité des carburants, des politiques de promotion des transports durables, ainsi que des programmes de gestion de la circulation. À partir des années 2000, le gouvernement central a mis en place des normes d'émissions des véhicules et, en moins de 13 ans, celles-ci sont passées de China I à China VI. Elles correspondent pour la plupart à,

---

<sup>15</sup> Depuis 2011, pour obtenir légalement une plaque d'immatriculation à Pékin et le droit de circuler, il faut passer par un système de loterie. La ville met en place des quotas de mise en circulation des véhicules.

respectivement, Euro 1 à 6 (Yue et al., 2015). Le projet de normes d'émission China VI publié en mai 2016, contient même des limites plus strictes que la réglementation Euro 6. Cependant, l'amélioration de l'efficacité énergétique par les politiques actuelles ne suffira pas à compenser l'augmentation explosive de l'activité automobile en Chine (Zheng et al., 2015). Aujourd'hui, le pays concentre sa politique sur la réduction de l'intensité énergétique, or, les émissions supplémentaires provenant de la structure des transports ont été plus importantes que la réduction induite par l'amélioration de l'efficacité énergétique. De plus, les normes subissent la contrainte de l'effet rebond. Des voitures moins énergivores réduisent le coût du déplacement et cela revient à stimuler l'utilisation de ce moyen de transport. Si les normes d'émissions doivent être soutenues, Zhang et Lin (2018) préconisent ainsi la mise en place d'une tarification du carbone afin de limiter cet effet sur la demande de carburant. Une stratégie plus large que les normes, visant à encourager les transferts modaux vers des modes de transport de passagers à faibles émissions de carbone et la réduction des déplacements, devrait être activement envisagée ou autrement les émissions de GES des véhicules routiers continueront d'augmenter jusqu'en 2035 (Loo et Li, 2012).

En définitive, il est essentiel de réglementer, dès à présent, les modes de déplacement en Chine pour éviter les effets de lock-in carbone. Han et al. (2017) mettent ainsi en avant l'importance de combler les lacunes du système de régulation des émissions de GES dans le transport. Dans ce contexte, les ETS pourraient être un moyen de freiner l'escalade de la demande de transport routier. La construction d'un marché du carbone peut ainsi contribuer à l'optimisation des déplacements, au développement à faible intensité carbonique du système de transport en Chine et encourager un plus grand nombre de personnes à modifier leur comportement de déplacements (Wei et al., 2013). De plus, le passage à un système de permis négociables contrôlant les rejets de GES du secteur devrait accroître l'acceptation publique par rapport aux loteries qui posent des problèmes d'équité et de liberté individuelle.

### ***3.1.1.2 L'Europe et les États-Unis face aux émissions du transport***

L'adoption du Clean Air Act en 1963 aux États-Unis et plus précisément le premier amendement deux ans plus tard sur la norme de pollution des automobiles, est considérée comme le point de départ dans le contrôle des émissions des véhicules. L'Europe a, quant à elle, mis en place une réglementation des polluants dans le transport de façon substantielle à partir des années 1980.

Nous savons que les émissions de GES attribuables aux transports résultent des interactions dynamiques entre le comportement humain, l'évolution technologique dans les véhicules et celle dans les carburants. Le programme national américain de réduction des émissions de GES, dues aux transports, s'inscrit dans les deux dernières catégories. Il y a les normes sur la consommation moyenne de carburant des automobiles établies conjointement par la National Highway Transportation Safety Administration (NHTSA) et l'Environmental Protection Agency (EPA). Ce programme établit des exigences d'efficacité énergétique moyenne pour l'ensemble des constructeurs automobiles. Les nouvelles normes couvrent les automobiles produites au cours des années 2017 à 2021 et devraient exiger que les voitures particulières consomment en moyenne 5,74 l/100 km de carburant. D'ici l'année 2025, la NHTSA prévoit que ces normes imposent une consommation des véhicules inférieure à 4,73 l/100 km.

La seconde catégorie de normes porte sur le contenu carbone des carburants avec notamment des normes relatives aux carburants renouvelables, qui sont établies par l'EPA et qui visent à réglementer l'intensité carbonique de l'approvisionnement en carburant (Kay et al., 2014). La norme sur les carburants renouvelables (Renewable Fuel Standard) exige des volumes minimums de production des biocarburants et de diesel à base de biomasse. L'UE a également fixé des objectifs contraignants pour les émissions moyennes de CO<sub>2</sub> pour les nouveaux véhicules : de 130 CO<sub>2</sub>/km en 2015, elles passeront à 95 CO<sub>2</sub>/km d'ici 2021 (Fontaras et al., 2017) et les émissions moyennes de CO<sub>2</sub> devront être, en 2030, inférieures de 30 % à celles de 2021 (European Commission, 2017). De plus, la commission européenne a donné comme objectif la réduction de moitié l'usage des voitures utilisant des carburants traditionnels dans les transports urbains d'ici à 2030. Elle vise même à les faire progressivement disparaître des villes à l'horizon 2050 (European Commission, 2011). Ces objectifs sont inclus dans un programme plus large, le « Clean Mobility Package », qui a, entre autres, pour but de promouvoir l'utilisation de carburants alternatifs, tels l'électricité, l'hydrogène et le biogaz.

Cependant même si on constate depuis moins de dix ans, aux États-Unis, une diminution des émissions imputées aux déplacements, l'incertitude entourant les futures évolutions de la demande en transport remet en question cette tendance sur le long terme. En effet, Kay et al. (2014) affirment que des facteurs économiques, tels que l'augmentation du chômage, prédominent et que la croissance de l'utilisation de voitures pourrait reprendre une fois que les effets persistants de la crise économique seront passés. Dans l'Union européenne, tandis que les émissions globales de CO<sub>2</sub> de l'UE ont chuté de 19% depuis 1990, les émissions des transports ont augmenté de 23% (European Commission, 2016). Le transport est le seul secteur important de l'UE où les émissions de GES ont continué d'augmenter. La dépendance de l'Europe et des États-Unis à l'égard des transports routiers, dominés par les combustibles fossiles, présente un handicap en termes d'émissions de gaz à effet de serre.

En ce qui concerne la consommation de pétrole, l'augmentation de la demande de transport routier au fil des années a largement compensé les améliorations d'efficacité dans ce secteur. L'atteinte des cibles de réduction des GES dans le secteur des transports est difficile, notamment car la voiture particulière reste un moyen important pour satisfaire la demande de transport personnel (Bart, 2011; Pasaoglu et al., 2014). Pour parvenir à des réductions substantielles dans le secteur, les États devront mettre en place des politiques technologiques agressives complétées par des politiques de tarification du carbone. (Kay et al., 2014) concluent qu'il est hautement improbable que les objectifs de réduction puissent être atteints en s'attaquant uniquement à l'efficacité des véhicules et de leurs carburants. Les cibles d'émissions ne peuvent être atteintes que par des cadres stratégiques durables qui comprennent des mesures de changement comportemental.

Même si une partie de la réduction des émissions de CO<sub>2</sub> pour les transports routiers peut être obtenue grâce à des mesures technologiques telles que l'utilisation de biocarburants, des pneumatiques plus efficaces, des systèmes de climatisation et des technologies électriques, de l'hydrogène et hybride, il est essentiel de promouvoir l'écoconduite et le transfert modal vers d'autres modes de transport moins pétroliers (Pasaoglu et al., 2014, 2012). Alors que la plupart des politiques existantes en matière de transport routier, telles que les normes d'efficacité énergétique ou encore les taxes, n'ont pas réussi à mettre en place des incitations cohérentes et efficaces (Nijland et al., 2015), les politiques basées sur les objectifs absolus de réduction des émissions dans le secteur, pourraient minimiser les incitations perverses. En effet, la mobilité est très appréciée par la société et le doublement du prix des voyages ou les évolutions technologiques ne permettront pas d'atteindre les objectifs

climatiques préconisés par le GIEC. Il est établi que les émissions globales de GES doivent être réduites de 50 à 80 % d'ici 2050 pour limiter l'augmentation de la température mondiale à 2 °C. La Commission européenne, dans son livre Blanc, préconise pour l'UE une réduction de 60% des émissions de transport d'ici 2050 par rapport à 1990, pour parvenir aux objectifs d'atténuation (Zimmer et Koch, 2017). Réaliser des réductions de cette ampleur dans le secteur des transports est un défi et exige une multitude de mesures. La majorité des travaux s'accordent sur la nécessité d'une action politique agressive combinant des mesures tant technologiques que comportementales. Au regard de l'efficacité limitée des normes actuellement en place, une politique de contrôle direct des quantités globales de GES émis s'avère plus efficace. Il se pose alors la question de l'introduction du secteur des transports dans un système de permis négociables.

En définitive, l'intégration du secteur des transports dans les ETS est particulièrement intéressante pour la Chine ainsi que pour les États-Unis et l'Europe. En effet, malgré leurs différences économiques et structurelles, leurs différences dans les perspectives d'évolution des déplacements, l'inégal poids du secteur dans les émissions totales du pays et des dizaines d'années d'expérience différentes dans la réglementation des GES du transport, la conclusion est la même : les normes ne parviendront pas à entraîner des réductions substantielles dans ce secteur. Cela nous a conduits à analyser l'impact de l'extension d'un ETS aux émissions de GES liées aux déplacements.

### **3.1.2 Élargissement de l'ETS au secteur des transports**

L'extension sectorielle, visant à couvrir une quantité croissante de rejet de GES, permet théoriquement d'améliorer la liquidité des marchés et de donner un prix global au carbone. En d'autres termes cela accroît le nombre de participants, ce qui garantit plus de possibilités de réductions des émissions à moindres coûts et limite les pouvoirs de marché. De plus, l'élargissement des ETS rassemble plusieurs acteurs, responsables de la même pollution, sous une réglementation commune. Ainsi, l'idée d'améliorer conjointement l'efficacité du marché et de réguler, sous la même politique, une part croissante des émissions de gaz à effet de serre semble appropriée (Lutsey et Sperling, 2009). Dans cette section nous revenons sur les travaux académiques traitant de l'intégration du secteur des transports à un système de permis négociables. Cette revue de la littérature offre ainsi un cadre d'analyse des conséquences attendues d'un élargissement des ETS aux émissions issues des déplacements.

À partir d'un modèle d'équilibre général calculable (EGC), Paltsev et al. (2015) analysent les normes sur la demande de pétrole, les émissions de CO<sub>2</sub> et le bien-être économique, qu'ils comparent avec un scénario d'échange de permis négociables qui permettrait d'obtenir des réductions d'émissions identiques. Ils constatent que les normes d'émission sur les véhicules coûteraient 24 à 63 milliards d'euros supplémentaires pour l'Union européenne en 2025 par rapport à un ETS garantissant la même réduction et concluent l'intérêt d'inclure les émissions issues des déplacements dans un système de tarification du carbone. Le Nordic Council of Ministers (2007) et Abrell (2011) suggèrent déjà que l'efficacité économique globale de la régulation des émissions de GES peut être améliorée lorsque le transport routier est inclus dans l'ETS. Étant donné que les réductions dans ce secteur sont assez coûteuses, il est important que les exigences de réduction de ses émissions soient mises en balance avec le potentiel de réduction beaucoup plus efficace des secteurs industriel et électrique. Cela offre la possibilité d'une réduction plus efficace et moins coûteuse des émissions grâce à l'échange de permis. L'analyse du conseil des ministres nordiques indique que la perte de PIB pour les États membres de l'UE, causée par le respect des engagements globaux de réduction des émissions, pourrait être diminuée d'un tiers, voire d'un quart, si le transport routier est inclus dans le SCEQE. L'ETS apparaît ainsi comme un outil clé de la protection climatique européenne et l'inclusion du transport routier pourrait être une stratégie prometteuse pour limiter ses émissions de CO<sub>2</sub>.

De fait, Plusieurs papiers récents analysent l'inclusion du transport dans le SCEQE. Dès 2007, Blom et al. étudient les conséquences sur le prix des permis, d'intégrer le secteur dans le marché européen de quotas. Ils considèrent que l'élargissement de l'ETS peut accroître sensiblement l'efficacité du système, mais que ces gains doivent être pondérés par rapport aux effets potentiellement négatifs. Ils estiment qu'avec un objectif de réduction des émissions de 28% en 2020 avec le transport cela ferait grimper le prix des permis à 480 euros par tonne de CO<sub>2</sub>. Cela aurait des effets significatifs sur la compétitivité des entreprises qui échangent des biens sur un marché mondial. Les secteurs à forte intensité carbonique, jugés vulnérables tel que l'aluminium, le papier, l'acier et le ciment subiront un désavantage concurrentiel important. La théorie économique suggère que le coût de la politique climatique se répercute sur les clients, mais dans le contexte actuel, la hausse des prix du CO<sub>2</sub> aurait des conséquences graves pour la compétitivité de plusieurs industries européennes. De plus, les calculs de cette étude montrent que les mesures de réduction seraient beaucoup plus



importantes dans l'industrie et l'électricité ce qui pourrait entraver les innovations dans le transport (Blom et al., 2007; Eckerhall, 2005).

Dans un rapport de l'I4CE et al. (2015), les constats sont comparables. L'objectif de cette étude étant d'analyser et d'évaluer les conséquences possibles de l'inclusion du transport routier dans la phase IV (2021-2030) du SCEQE. Deux scénarios ont été élaborés, avec un objectif de réduction des émissions de GES pour 2030 de 40% par rapport au niveau de 1990. Le premier conserve le périmètre sectoriel de la phase III du SCEQE (scénario de référence) et le second intègre, à partir de 2020, 100% des émissions issues du transport routier. Selon les résultats de leur modélisation, à partir du modèle POLES, l'inclusion dans l'ETS des rejets de GES, dus aux déplacements, ne suffirait pas à induire des réductions significatives dans ce secteur. Ils constatent que l'effort de réduction est supporté par l'électricité et l'industrie, notamment car la valeur carbone passe de 63 €/tCO<sub>2</sub> à 126 €/tCO<sub>2</sub>. Du fait de cette nouvelle répartition des charges, les émissions du secteur du transport routier augmentent de 16 % en 2030 par rapport au scénario de référence. Le nombre total de kilomètres parcourus passe de 3500 Gvkm dans le premier scénario à 3800 Gvkm dans le second. En outre, le secteur du transport routier est nettement plus efficace, en termes d'émissions par kilomètre, lorsqu'il n'est pas inclus dans le SCEQE. L'efficacité énergétique des véhicules s'améliore à un rythme plus lent. Tout cela s'explique par des efforts de réduction sensiblement moins importants, en raison d'un signal prix-carbone appliqué à ce secteur, beaucoup plus faible lorsqu'il est inclus dans le SCEQE. De 598 €/tCO<sub>2</sub> lorsqu'il est en dehors de l'ETS, le secteur des transports fait face à un prix des permis de 126 €/tCO<sub>2</sub> lorsqu'il est inclus, ce qui fait baisser de 40 % le prix moyen du carburant européen en 2030 par rapport au scénario de référence. Ces résultats confirment les travaux de Creutzig et al. (2011) qui estiment qu'un mix de politique est approprié pour le secteur des transports. En tandem avec les outils politiques existants, l'effet signal prix du carbone encourage les options de réduction des émissions. Ils considèrent ainsi que les normes d'efficacité énergétique et les normes de carburants à faible teneur en carbone doivent être complétées avec des politiques fondées sur les prix (taxe ou ETS), afin d'atténuer incitations perverses telles que l'effet rebond.

Link et al. (2012) proposaient déjà, trois ans plus tôt, de réaliser l'intégration du transport routier dans un marché séparé au SCEQE (commerce trans-sectoriel impossible) qu'ils comparent à un marché unique. Bien qu'ils admettent qu'un système d'échange d'émission est écologiquement efficace quel que soit le modèle de la négociation, ils montrent également que les émissions de CO<sub>2</sub> et les prix des quotas diffèrent fortement entre les deux

options de conception en raison de la faible élasticité-prix de la demande d'allocation spécifique au secteur. En utilisant un modèle quantitatif, ils évaluent le prix des quotas dans trois scénarios : -20%, -30% et -40% par rapport à 1990 en 2025 (voir Tableau 8).

**Tableau 8 : Scénarios de réduction et cloisonnement des marchés dans les travaux de Link et al.**

	Scenario 1 (emission reduction: -20.1 %)	Scenario 2 (emission reduction: -30.0 %)	Scenario 3 (emission reduction: -40.0 %)
Separated markets, transport sector	607.8	791.3	1,026.2
Separated markets, EU ETS sectors	113.9	176.5	294.9
Common market, all sectors	256.0	433.7	670.5

*Source :Link et al, (2012)*

On constate une augmentation très importante de la valeur carbone suite à l'inclusion du transport dans l'ETS. L'inélasticité-prix de la demande de carburant est responsable en majeure partie de cette hausse. Dans un marché séparé, où chaque secteur dispose des mêmes objectifs de réduction, la valeur carbone du transport est située entre 600€ et plus de 1 000€, selon le scénario, tandis qu'elle se concentre entre 100€ et 300€ pour l'industrie et l'électricité. Les conducteurs sont prêts à payer un tarif élevé pour maintenir leur comportement de trajet. Dans un marché commun, il en résulte un prix des quotas unique pour tous les secteurs, qui est plus bas pour le transport, mais qui fait porter le fardeau de la réduction sur les centrales de production électrique et les industries. Les auteurs jugent inconcevable cette augmentation du prix des permis au regard des acceptations sociales et politiques. Le risque étant d'arriver à un blocage, car le secteur du transport va faire augmenter le prix à un niveau où la compétitivité des industries européennes sera fortement impactée (Pollitt, 2014). L'impact négatif sur les entreprises exposées à la concurrence internationale pourrait ainsi entraîner des fuites de CO<sub>2</sub>.

En définitive, il est nécessaire de réguler autrement les émissions du transport, car les taxes et les normes manquent d'efficacité environnementale que ce soit en Chine, aux États-Unis ou en Europe. Cependant, intégrer les rejets de GES issus des déplacements dans un système de permis négociables commun à l'industrie et à l'électricité soulève des difficultés spécifiques. La littérature académique évalue l'augmentation du prix de la tonne de carbone comme un fardeau pour la compétitivité internationale des entreprises. Pour mieux appréhender cette conclusion, il est nécessaire de comprendre cette évolution du prix des

permis à partir d'une analyse des courbes de coûts marginaux de réduction des secteurs, mais surtout des mécanismes de transferts de permis intersectoriels. Le but étant de comprendre les conséquences d'une inclusion du transport dans un ETS commun à l'industrie et à l'électricité sur le transport lui-même et sur les autres secteurs. Nous menons ces analyses dans la section suivante.

## 3.2 Modélisation de l'inclusion du transport routier à un ETS

L'objectif de cette section est d'étudier les conséquences d'une extension sectorielle des systèmes de permis négociables dans trois pays. Notre démarche est la suivante : nous regardons pour chaque secteur les réductions effectives et les quantités de permis achetée ou vendue. Cela nous permet d'expliquer les évolutions de prix des permis et les conséquences pour chaque secteur. De plus, les travaux de recherche sur l'intégration des émissions issues des déplacements dans un ETS se focalisent essentiellement sur le SCEQE. Nous renforçons la réflexion sur l'élargissement des ETS en comparant les résultats de la modélisation pour l'Union européenne et les deux plus importants émetteurs de GES au Monde, la Chine et les États-Unis. Comme nous l'avons présenté dans le chapitre 1- ils disposent de niveaux de développement et de structures économiques différents. Cette section permet d'approfondir la question du design des systèmes de permis négociables et d'apporter une conclusion plus précise sur les conséquences attendues d'un élargissement sectoriel des ETS, tout en conservant une certaine distance sur l'extrapolation des résultats à tout autre système.

Nous menons une analyse des transferts sectoriels dans les systèmes de permis négociables à partir du logiciel Carbon Market Tool (CMT). Le CMT fournit des prévisions sur les prix des quotas et leurs flux entre secteurs, ainsi que le coût total de la politique climatique pour les pays, à partir de courbes de coûts marginaux de réduction (CmR) fournis par le modèle POLES. Les courbes de CmR sont techniquement obtenues par des simulations successives du scénario de référence POLES avec des augmentations par étapes de la valeur du carbone (le fonctionnement du modèle POLES est détaillé dans la section 2, Chapitre 2 p.60). À partir des résultats de notre modélisation, nous pouvons soutenir l'idée que la segmentation sectorielle est, d'un point de vue politique et environnemental, préférable, indépendamment du pays étudié.

### 3.2.1 Le modèle Carbon Market Tool

Le CMT est un outil pour évaluer les prix du carbone selon l'objectif de réduction. Il repose sur la théorie d'égalisation des coûts marginaux de réduction des émissions entre les entités. Les réductions d'émission les moins coûteuses sont réalisées en priorité et le système minimise ainsi le coût total. L'équilibre des échanges est défini à partir d'une péréquation des courbes sectorielles de coût marginal de réduction (CmR), produites par le modèle POLES (Criqui et al., 1999; Criqui et Mima, 2001). Ces courbes dépendent d'un scénario de référence de type BaU, c'est-à-dire avec un prix du carbone nul. Cela signifie que les évolutions d'émissions dans le scénario de référence se produisent en l'absence de politiques climatiques. Dans cette analyse, le modèle POLES a été étalonné en fonction du World Energy Outlook 2013 de l'AIE (International Energy Agency, 2013). La consommation d'énergie, la production d'électricité, les prix internationaux des combustibles, le coût des technologies et les émissions de GES ont été calibrés pour correspondre au WEO. POLES tient compte des changements technologiques, de l'apprentissage et des politiques actuelles de sorte que le point de départ pour déterminer les coûts marginaux de réduction soit le plus proche de la réalité.

L'application d'un modèle économique sectoriel, régulé par les prix, à l'analyse de trajectoires de contrainte d'émission permet de faire apparaître clairement les atouts de POLES. Cette résolution sectorielle permet également de saisir les contraintes sectorielles spécifiques qui affectent la diffusion du changement technique, tel que l'inertie sur le renouvellement des équipements, le rythme des processus d'apprentissage, les problèmes techniques limitant le changement de combustible et la concurrence foncière pour les ressources bioénergétiques. Il permet, dans notre cas, de prendre en considération les spécificités technico-économiques liées au transport. Cet outil met l'accent sur le rôle de l'amélioration technologique par des processus d'innovation et de diffusion qui apparaît essentiel dans ce secteur. En effet, pour répondre à la demande sans cesse croissante de biens et de services de transport tout en s'efforçant de réduire au minimum les répercussions négatives sur l'énergie, l'environnement et l'économie, l'introduction de véhicules plus efficaces est indispensable. Dans POLES deux aspects du processus de changement technologique ont été intégrés, dans le modèle, par la construction de courbes d'apprentissage à deux facteurs: l'apprentissage par la pratique et l'apprentissage par la recherche. Les coûts totaux d'investissement diminuent proportionnellement aux capacités cumulatives (apprentissage par la pratique) et à l'augmentation des dépenses cumulatives en R-D

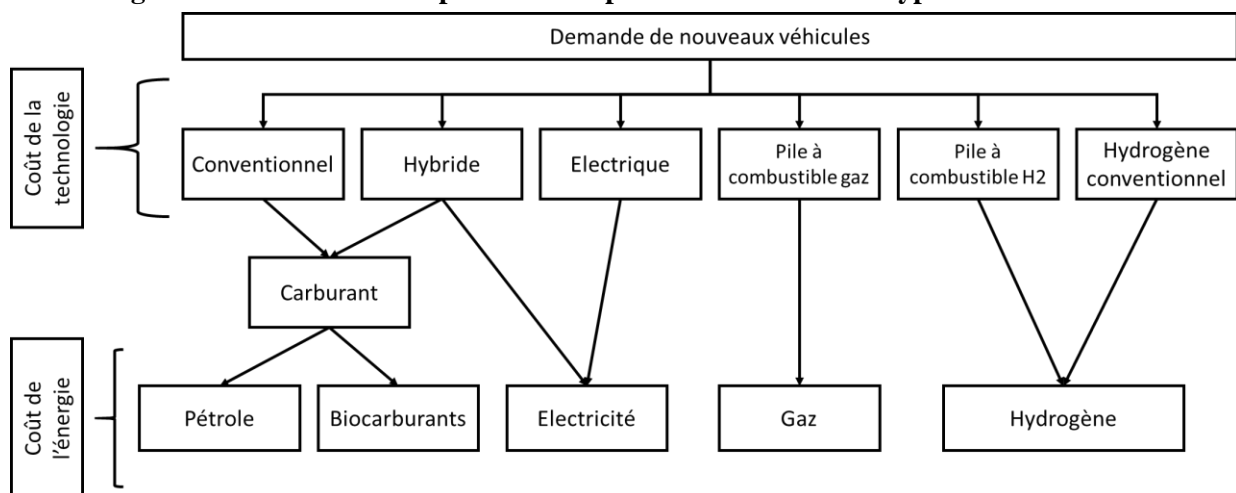
énergétique (apprentissage par la recherche). Cela garantit dans notre étude la prise en compte de l'impact dynamique sur les coûts et les performances des dépenses de R-D et de l'utilisation accrue d'une technologie. En effet, de nombreuses technologies à faible émission de carbone sont relativement nouvelles et se caractérisent donc par un potentiel considérable d'apprentissage (Criqui et al., 2015).

Dans le secteur des transports, la concurrence entre six types de véhicules est décrite, ce qui permet l'introduction potentielle d'hydrogène et/ou d'électricité dans le transport routier (alors que les biocarburants sont mélangés, en fonction des coûts relatifs, aux produits pétroliers classiques). L'une des caractéristiques saillantes du secteur est que le transport de passagers se concentre de plus en plus sur le transport routier et que, d'un point de vue technologique, il est relativement confiné à une seule famille de technologies : le moteur à combustion. Par rapport aux secteurs industriels et résidentiels/services, le secteur des transports présente de nombreuses particularités dans le traitement de la demande d'énergie et ne peut pas être représenté simplement par l'ensemble des équations standard. Cela est dû en grande partie à l'importance des stocks de matériel de transport en tant que variables explicatives, ainsi qu'au fait que les substitutions entre carburants sont limitées par ces équipements et donc moins importantes que les substitutions modales.

Dans le cas du transport individuel, la variable d'activité est le kilométrage total des véhicules légers, qui est le produit du stock de véhicules et du kilométrage moyen par véhicule. Cette dernière variable dépend des résultats de la période précédente, du prix moyen des carburants utilisés à court terme et du taux d'équipement total à long terme représenté par l'évolution des voitures par habitant. La modélisation du transport de passagers opère également une distinction entre transports occasionnels et transports quotidiens, qui apparaissent comme la plus propice pour structurer les choix modaux. Pour modéliser la demande de transports et les choix modaux, POLES estime les demandes spécifiques par mode de transport en tenant compte d'effets de substitution partielle (par exemple le fait que la création d'une capacité de transport collectif n'entraîne pas une substitution aux modes individuels sur une base un pour un kilomètre), ce qui permettra en particulier de faire apparaître le rôle-clé de l'investissement de transport public. Cela va à l'encontre de ce qui se passe dans d'autres grands secteurs émetteurs de carbone comme celui de la production d'électricité, où le portefeuille technologique se diversifie et offre de nombreux modèles de substitution technologique.

Il y a toutefois des controverses de plus en plus importantes sur le verrouillage technologique dans le secteur du transport de passagers, car des efforts importants sont consacrés à d'autres options technologiques. Un changement dans le secteur des voitures particulières semble apparaître. Les véhicules électriques, hybrides et alimentés par pile à combustible sont des options technologiques qui semblent se rapprocher du seuil de viabilité économique. Le modèle tente donc de simuler l'impact de l'évolution des prix des carburants et des voitures, de l'évolution technologique, du revenu et des préférences des utilisateurs sur la demande des voitures particulières. Six types de voitures ont été pris en considération : les véhicules conventionnels, hybrides, électriques, les véhicules à pile à combustible à gaz, les véhicules à pile à combustible hydrogène, et les véhicules à hydrogène conventionnels. Les parts de marché des véhicules dépendent du coût total de chaque véhicule (investissement, énergie et utilisation).

**Figure 18 : POLES et la répartition des parts de marché entre types de véhicules**



POLES permet ainsi d'avoir un aperçu de la dimension technologique des transitions à long terme entre les systèmes énergétiques, sous réserve de diverses conditions dépendantes des politiques climatiques, des prix de l'énergie et du carbone, des trajectoires de performance technologique ou de la disponibilité des technologies.

### 3.2.2 Approche méthodologique

Nous rappelons que nos modélisations consistent à analyser l'impact d'une introduction des transports dans un système de permis négociables initialement limité aux secteurs industriel et électrique, dans le cas d'un marché chinois, américain et européen. Afin de comparer, toutes choses étant égales par ailleurs, la structure des efforts climatiques réalisés au sein des ETS, avec ou sans les émissions issues des déplacements, nous regardons :

1. **Les courbes de coûts marginaux de réduction (CmR) sectorielle.** Nous pouvons ainsi comparer la pente des courbes qui nous renseigne sur la plus ou moins grande capacité d'un secteur à réduire les émissions pour un prix donné et inversement, sa propension à réaliser un objectif d'atténuation des rejets de GES à un coût plus ou moins élevé.
2. **Le prix d'équilibre sur l'ETS.** Cela témoigne du coût marginal de la réduction. En d'autres termes, le prix des permis indique le coût de la dernière tonne de GES réduite. Nous pourrions ainsi évaluer l'impact d'une introduction du transport, dans les différents marchés, sur le prix des quotas.
3. **Les échanges de permis intersectoriel.** Point clé de notre analyse, cette donnée nous informe sur les quantités réellement réduites par secteur. Cela n'apparaît pas dans les études que nous avons citées précédemment et représente l'apport central de notre modélisation.

Nous rappelons que POLES utilise plusieurs hypothèses exogènes au modèle (voir Chapitre 2-). La plus importante concerne les projections de croissance économique. Pour déterminer quels seraient les niveaux d'émissions de gaz à effet de serre (GES) à la fin de la prochaine décennie, il est nécessaire d'évaluer quels seront les taux de croissance annuels moyens (TCAM) des pays. Nos travaux intègrent des données fournies par l'OCDE et l'AIE en 2013. Nous avons conscience de la possibilité d'actualisation des informations quantitatives, mais nous défendons la viabilité de la modélisation pour deux raisons. La première étant que les estimations utilisées sont en adéquation avec les données du Global Energy and Climate Outlook de 2015 et 2017 (International Energy Agency, 2017, 2015; Labat et al., 2015) ; rapports pilotés par la Commission européenne.



Les écarts d'estimation sont relativement faibles<sup>16</sup> et les tendances globales sont similaires. Nous observons, dans les deux rapports, une reprise qui peine à décoller en Europe avant 2020, un taux de croissance annuel moyen de la Chine entre 2010 et 2030 d'environ 6% malgré la baisse de moitié de ses taux de croissance observés au cours de la dernière décennie et des États-Unis qui retrouvent des taux de croissance similaires à la période d'avant crise. Dans le tableau suivant, il est renseigné des données historiques, jusque 2010, puis il est évalué un niveau de croissance moyen pour les trois pays/régions observés à l'horizon 2020, 2025 et 2030 (International Energy Agency, 2013). La seconde raison étant que nos résultats sont peu influencés par les niveaux de richesses. En effet, nous comparons des situations avec le même référentiel ce qui n'impacte pas la portée de nos résultats. L'objectif de ce travail de recherche est d'observer l'impact d'une inclusion du secteur des transports à un ETS, par conséquent avoir un même scénario qui sert de base aux modélisations est le plus important.

**Tableau 9 : Les TCAM historiques et prévisionnels de l'Europe, de la Chine et des États-Unis**

TCAM	1990-2000	2000-2005	2005-2010	2010-2020	2020-2025	2025-2030
EU	2,13%	2,03%	1,01%	1,37%	1,82%	1,80%
CHN	10,42%	9,76%	11,20%	8,18%	6,69%	4,38%
USA	3,43%	2,40%	0,71%	2,72%	2,39%	2,19%

Sources : (*International Energy Agency, 2013*)

Pour mieux comprendre la construction de notre modélisation, nous réalisons celle-ci en quatre étapes :

1. Nous construisons un scénario de référence pour estimer les niveaux de rejet de GES dans l'atmosphère, en 2030, pour les trois pays/région à partir du modèle POLES. Ce même scénario sera utilisé pour toutes nos simulations.
2. Nous estimons la quantité, en absolu, de gaz à effet de serre que les États-Unis, l'Europe et la Chine devront réduire d'ici 2030 par rapport au scénario de référence.
3. Nous définissons les périmètres sectoriels, c'est-à-dire la proportion d'entités réglementées selon les designs des marchés observés en Europe, en Chine et en Californie (voir Chapitre 1-). À partir de ces informations, nous déterminons la part, toujours en valeur absolue, des réductions d'émission effectuées par l'ETS.

<sup>16</sup> Dans le WEO 2015, en 2030, la Chine devrait avoir un PIB de 30 000 milliards de dollars (constant 2005), les États-Unis de 21 417 et l'Europe de 19 203, tandis que le WEO 2013 estimait respectivement 34 291, 21 351 et 19 380 milliards de dollars.

4. Nous observons les prix des permis et les échanges sectoriels de permis grâce à l'outil CMT.

Pour plus de transparence, nous détaillons les hypothèses que nous avons retenues pour construire nos scénarios et la démarche mobilisée pour parvenir aux résultats de notre modélisation.

### ***3.2.2.1 Les hypothèses de modélisation***

Trois analyses peuvent être faites en termes d'émission de GES : celle qui étudie l'ensemble des GES, celle qui se restreint aux rejets de CO<sub>2</sub> et celle qui est conformes aux émissions de GES qui ont été retenues dans les ETS. Nous avons choisi la dernière option. Ainsi, sur la base des gaz réglementés dans le système communautaire européen de quotas échangeables, seuls le CO<sub>2</sub>, le N<sub>2</sub>O du secteur de la chimie et le PCF des industries d'aluminium feront l'objet de l'étude ; soit 82-83% des émissions totales. Le CH<sub>4</sub>, le SF<sub>6</sub> et plus généralement tous les GES issus du secteur UTCATF ne sont pas pris en compte, car non couverts dans le système européen et dans les programmes pilotes chinois. À partir de ces critères et des données de PIB fournies par le WEO, nous construisons dans POLES un scénario dit Business as Usual (BaU) c'est-à-dire une situation sans contrainte climatique. On observe des taux de croissance des émissions chinoises qui diminuent à partir de 2020 et ce ralentissement devrait même s'amplifier après 2025 ; résultat d'une croissance économique plus faible. L'Europe et les États-Unis devraient poursuivre une réduction de leurs rejets de GES (voir Graphique 7).

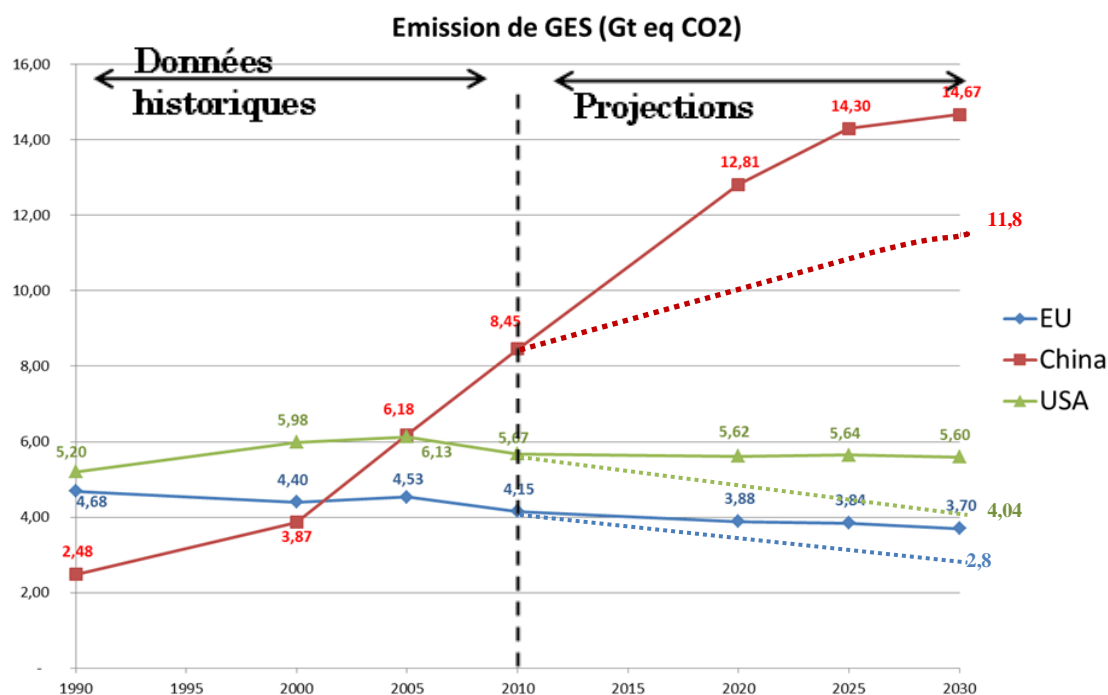
Pour permettre une évaluation des différents objectifs de réduction des émissions des GES des régions ou pays concernés, nous nous sommes appuyés sur les INDC (Latvia et the European Commission, 2015; National Development and Reform Commission, 2015; U.S. government, 2015), fournis par les pays lors de la COP 21<sup>17</sup>. Par la suite, nos hypothèses de réduction en pourcentage et en valeur absolues ont été comparées aux analyses du projet DDPP (IDDRI et SDSN, 2014), du WEO 2013 (International Energy Agency, 2013), du Global Energy and Climate Outlook (Labat et al., 2015) et du PBL -Netherlands Environmental assessment Agency- (Olivier et al., 2016). Ces informations sont résumées dans le Tableau 24 et le Tableau 25, disponibles en annexe de la thèse.

---

<sup>17</sup> Ce travail a été réalisé avant la sortie des États-Unis de l'accord de Paris et même s'il se veut proche des réalités actuelles nous cherchons principalement à fournir des indications sur l'intégration du secteur des transports dans un ETS évoluons dans des contextes économiques et structurels différents.

- 40% de réduction des émissions de GES en 2030 pour l'UE par rapport à 1990
- 26 à 28% de réduction des émissions de GES en 2025 pour les USA par rapport à 2005, soit 34% en 2030
- 60 à 65% de réduction de l'intensité énergétique de la Chine en 2030 par rapport à 2005.

**Graphique 7 : Comparaison des émissions à l'horizon 2030 entre un scénario BaU et les objectifs de réductions**



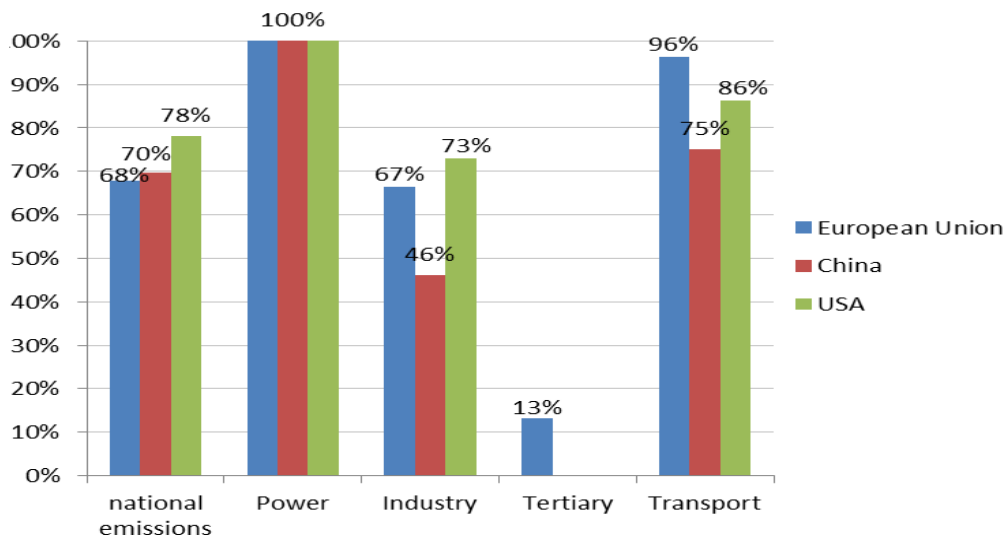
Source : d'après Enerdata via des projections faites sur POLES avec des données du WEO 2013.

Les rejets de GES pour l'Europe devraient alors se situer à 2,8Gt comparés aux 3,7 Gt attendus dans le cas d'un scénario BaU. Pour les États-Unis, une extrapolation à l'horizon 2030 du taux annuel de réduction requis entre 2020 et 2025 (soit 2,3% par an) permet d'estimer un niveau de réduction de 34% en 2030 par rapport à 2005 (Hof et al., 2017). Ce résultat est confirmé par le projet DDPP qui évalue la réduction à 29% en 2030 par rapport à 2010 soit 34% de réduction par rapport à 2005. Le cap absolu serait alors de 4,04 Gt en 2030 soit 1,54Gt de GES rejeté en moins par rapport à une situation BaU. Dans le cas de la Chine, et selon le projet de recherche DDPP (IDDRI et SDSN, 2014), un cap national à 11,8 Gt CO<sub>2</sub> en 2030 a été retenu ; soit une augmentation de 40% de ses rejets par rapport à 2010. Ce chiffre est en adéquation avec l'étude réalisée par le WEO en 2014. Ce cap absolu permet à la Chine de parvenir à une réduction comprise entre 60% et 65% de son intensité carbone d'ici 2030 par rapport à 2005, soit une tendance cohérente avec l'INDC chinoise.

### 3.2.2.2 Le périmètre sectoriel des ETS

Le cas de référence de la simulation repose sur des systèmes incluant uniquement le secteur de production électrique et des industries. De manière générale, 100% des émissions issues de la production d'électricité sont intégrées dans les systèmes de quotas négociables. Nous retiendrons cette hypothèse pour les trois systèmes modélisés : la Chine, l'Europe et les États-Unis. Pour le secteur industriel, nous retiendrons seulement les industries grandes consommatrices d'énergie (IGCE). Cette hypothèse est en adéquation avec l'analyse des designs de marché que nous avons effectuée dans le Chapitre 1-. À partir des observations empiriques et des données fournies par l'entreprise Enerdata, 67% des émissions du secteur industriel sont régulées par le SCEQE. Pour la Chine, nous avons retenu un taux de 45%. Ce pourcentage correspond au niveau de régulation observable dans les systèmes pilotes et est en concordance avec le programme top 1000 des entreprises les plus consommatrices d'énergie du 5ème plan quinquennal (Ke et al., 2012; Price, 2008; Price et Wang, 2007). Pour les USA, nous avons fait l'hypothèse que 73% des émissions de l'industrie sont couvertes. Pourcentage comparable au niveau de couverture de ce secteur en Californie et en Europe. À noter : nous avons inclus une part du tertiaire dans le SCEQE pour être au plus près du système en place à l'heure actuelle. Pour le cas du transport, nous avons inclus 100% des émissions issues du transport routier. Respectivement 96%, 86% et 75% des émissions du secteur du transport de l'UE, des États-Unis et de la Chine sont inclus dans l'ETS. À partir de ces hypothèses nous supposons que l'Europe contrôle 68% de ses rejets de GES via le marché, la Chine 70% et les États-Unis 78% (voir le Graphique 8).

**Graphique 8 : Part des émissions incluses dans les ETS (avec transport)**



Source : l'auteur, d'après des données fournies par le modèle CMT

### 3.2.3 Résultats

Nous revenons sur les trois critères d'évaluation précédemment cités : les courbes de coûts marginaux de réduction (CmR) sectorielle, l'évolution du prix des permis avant et après intégration du transport et les échanges de permis entre les secteurs.

#### 3.2.3.1 Les Courbes de Coût Marginal de Réduction

Ce paragraphe est un prélude à l'analyse qui va suivre sur le prix des permis d'émissions. À travers l'analyse des courbes de CmR, nous examinons le coût d'atteinte des objectifs climatiques pour chaque secteur. Nous pouvons ainsi observer que le secteur du transport dispose de la pente la plus forte. Dans le Graphique 9, il est indiqué le coût marginal de la dernière unité de GES réduite pour que le secteur atteigne l'objectif (matérialisé par un point bleu). Visuellement, il est facilement envisageable que le secteur du transport soit un importateur net de quotas. Pour parvenir à la réduction escomptée dans le secteur des transports sans échanges de quotas possibles (équivalent à une taxe), le prix carbone devrait se situer à 360€ pour les États-Unis, à près de 800€ en Chine et à plus de 1200€ en Europe.

Deux raisons expliquent cette hétérogénéité entre les coûts de réduction. La première naît des différences dans la capacité à mobiliser des réductions peu coûteuses. En d'autres termes les différences dans la pente des courbes de CmR (voir Annexe). L'UE a mis place beaucoup plus tôt des normes sur les émissions des nouveaux véhicules. Plus précisément, dès 2003, l'UE s'est fixé un objectif qui prévoyait de ramener la moyenne des émissions de CO<sub>2</sub> des voitures neuves à 165-170 g de CO<sub>2</sub>/km, aujourd'hui l'UE vise un objectif de 95 grammes de CO<sub>2</sub>/km par constructeur d'ici à 2021. Les voitures produites en 2013 sur le sol américain rejetaient en moyenne 229 g de CO<sub>2</sub>/km contre 160 en Chine et 127 en Europe la même année (OECD et ITF, 2015). Les options de réduction des rejets de GES pour les États-Unis sont plus nombreuses étant donné son inefficacité dans le secteur. De plus, les taxes sur les produits pétroliers raffinés ont été largement plus faibles aux États-Unis au cours des deux dernières décennies que dans l'Union européenne ce qui a influencé la consommation de carburant par véhicule et la distance parcourut ("Luxembourg gasoline prices, 02-Nov-2015 | GlobalPetrolPrices.com," 2015).

La seconde raison est expliquée par les quantités absolues nécessitantes d'être réduite. Cela répond notamment aux coûts très élevés pour la Chine. La croissance et le développement économique attendus créent une explosion de la demande de voitures particulières. Le pays est dans une phase d'équipement des ménages, ce qui génère une explosion de l'utilisation et de la consommation de carburants pour le transport routier. C'est ainsi que les quantités nécessitant d'être réduite par rapport à un scénario BaU sont importantes. Il est intéressant de relever qu'aux États-Unis à partir de 200Mt d'eqCO<sub>2</sub> réduits le coût de l'unité supplémentaire de GES non émis est plus élevé dans le secteur industriel que dans les transports.

Nous constatons également que pour le cas des IGCE (Industries Grandes Consommatrices d'Énergie) européennes et chinoises, le coût serait nul, car les objectifs de réduction seraient atteints dans un scénario BaU, cela s'explique notamment pour la Chine par un ralentissement du développement industriel. Dans le secteur électrique, la pente relativement plus faible de la courbe de CmR du secteur électrique chinois reflète l'abondance relative des options de réductions à faible coût dans le pays par rapport aux États-Unis et à l'Europe. Ceci s'explique notamment par la dominance des énergies fossiles dans la production totale d'électricité et, car les centrales sont très inefficentes. Les États-Unis disposent également d'un potentiel de réduction des émissions du secteur électrique peu coûteux, notamment grâce à l'utilisation accrue du gaz naturel dans le pays qui permet de réduire les émissions de GES par unité d'électricité (Jones, 2017).

### ***3.2.3.2 Le prix des permis***

Selon les hypothèses de croissance économique, les objectifs de réduction et les CmR propres à chaque région, le prix des quotas sur le marché américain, hors transport, serait le plus élevé en 2030. À 98,8€ la tonne de CO<sub>2</sub>, le prix des quotas serait même bien supérieur à celui affiché en Europe, 66,5€ (près de 50% plus élevé) et en Chine, 40,9€. L'inclusion du transport modifierait cette hiérarchie des prix du carbone avec un impact beaucoup plus important sur le prix des quotas en Europe qu'en Chine ou qu'aux USA. Le prix double dans le SCEQE (+116%) tandis qu'il augmente de 28% dans l'US ETS et de 20% dans le China ETS. L'Union européenne disposerait alors du prix du carbone le plus élevé (Tableau 10).

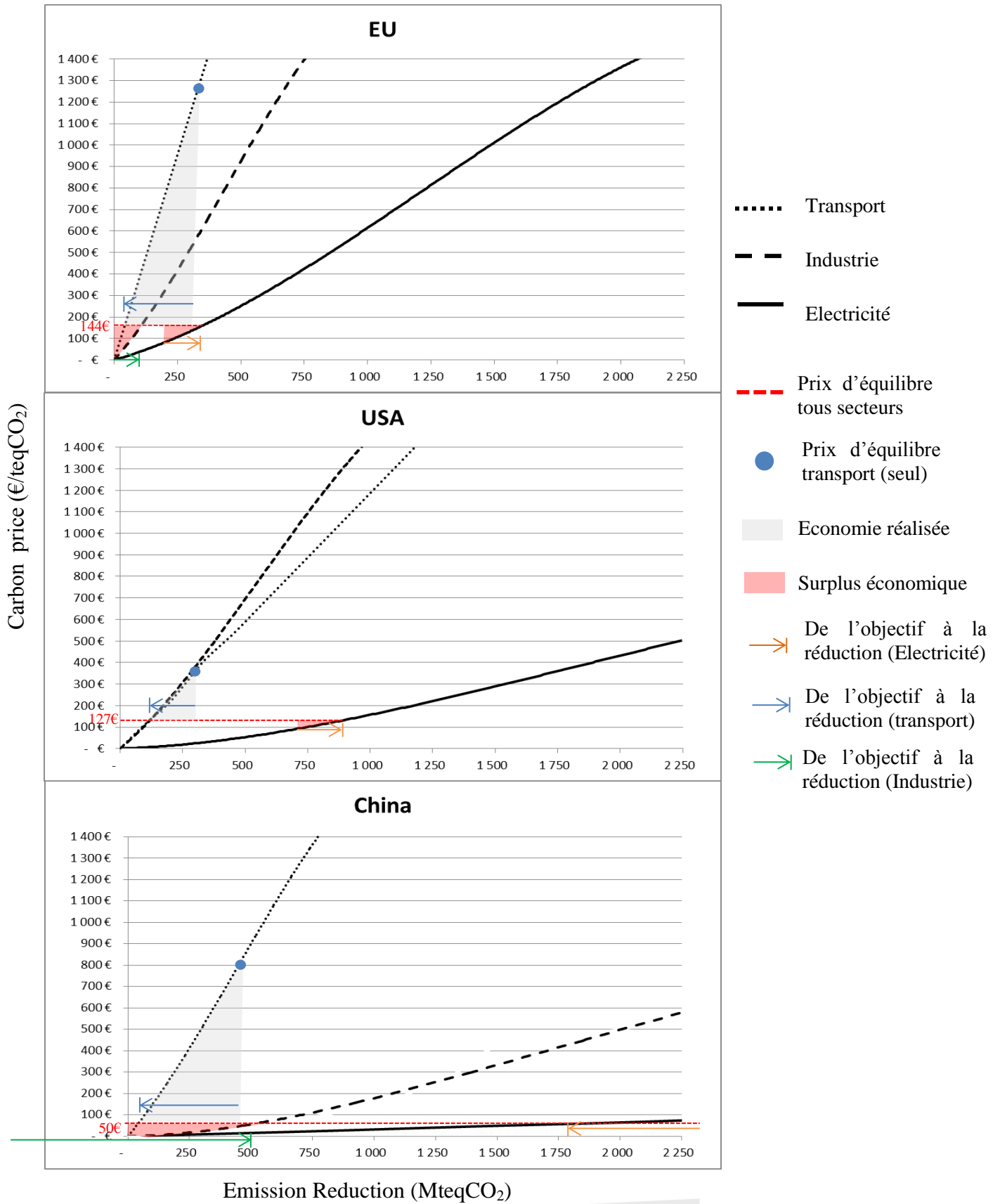
**Tableau 10 : prix des permis sur des ETS chinois, américain et européen à 2030**

		<b>USA</b>	<b>Chine</b>	<b>UE</b>
<b>Prix des quotas</b>	<b>Transport</b>	360 €	798 €	1250 €
	<b>Électricité + IGCE</b>	99 €	41 €	67 €
	<b>Elec + IGCE + transport</b>	127 €	50 €	144 €
<b>Quantités réduites (MtCO<sub>2</sub>eq)</b>	<b>Transport</b>	300	445	327
	<b>Électricité + IGCE</b>	899	1 907	220
	<b>Elec + IGCE + transport</b>	1 199	2 352	547

*Source : l'auteur, à partir des résultats de la modélisation effectuée avec le modèle CMT*

Dans le Graphique 9, nous affichons les courbes de coût marginal de réduction des émissions de GES par secteur et par pays. Il est également indiqué le prix d'équilibre pour que le transport atteigne son objectif de réduction (point bleu) et le prix d'équilibre dans chaque marché après intégration du transport dans l'ETS (pointillés rouges). Cela permet de mettre en avant les quantités réduites par chaque secteur ainsi que le surplus financier issu de la vente de quotas (aires en rouge) et l'économie réalisée par le transport (aires grise). Nous pouvons également observer le transfert de quotas (flèches colorées dans le graphique ci-après).

**Graphique 9 : Courbes de CmR, prix des permis et équilibrage intersectoriel à 2030**



Source : l'auteur, à partir des résultats de la modélisation effectuée avec le modèle CMT



### 3.2.3.3 Transfert de permis entre secteurs

Du point de vue des transferts de quotas, dans le cas de marchés nationaux (hors transport), le premier bilan qui peut être fait est la revente de quotas par le secteur industriel au secteur énergétique en Chine et dans une moindre mesure en Europe. À l'inverse, aux États-Unis, les réductions dans le secteur industriel sont plus coûteuses que dans le secteur énergétique. L'inclusion du transport routier accroît les transferts. En Europe, en Chine et aux États-Unis, respectivement 87%, 91% et 63% de la réduction du secteur des transports est effectuée par l'achat de permis.

**Tableau 11 : Importation nette de quotas par secteur pour chaque ETS (en MtCO<sub>2</sub>)**

	Power	Industry	Tertiary	Transport
European Union	-115,2	-229,9	52,8	292,2
China	502,3	-904,3		402,0
USA	-260,1	72,0		188,1

Source : l'auteur, à partir des résultats de la modélisation effectuée avec le modèle CMT

Le secteur du transport routier ne réduit donc que légèrement ses émissions de GES. Dans le Tableau 12, il est indiqué le rôle de chaque secteur dans l'effort de réduction des émissions de GES concernant l'ETS. Pour chaque secteur il est notifié la part de l'objectif de réduction du secteur dans les réductions totales (Obj.) et le pourcentage des réductions réellement réalisées par le secteur (Red.). En d'autres termes « Obj. » correspond au rôle du secteur dans l'atténuation des rejets de CO<sub>2</sub> et « Red. » la part effective que représente le secteur dans cet effort.

**Tableau 12 : rôle des secteurs dans l'atteinte des objectifs de réduction des ETS nationaux**

	Power		Industry		Tertiary		transport		Total
	Obj.	Réd.	Obj	Réd	Obj	Réd	Obj	Réd	
<b>European Union</b>	47%	68%	-10%	22%	3%	3%	60%	7%	100%
<b>China</b>	86%	75%	-5%	23%	-	-	19%	2%	100%
<b>USA</b>	59%	79%	16%	12%	-	-	25%	9%	100%

Source : l'auteur, à partir des résultats de la modélisation effectuée avec le modèle CMT

Le point le plus marquant dans ce tableau est la minimisation du rôle du transport routier. En Europe, 60% des réductions dans l'ETS étaient attribuées au transport qui finalement ne participera qu'à hauteur de 7% des réductions totales. Il en est de même pour la Chine et les États-Unis dans une moindre mesure. Le rôle dans les réductions effectives de GES du secteur des transports est minimisé. À l'inverse le rôle des secteurs électrique et industriel est renforcé. Dans chaque système, entre 68% et 80% des réductions sont effectuées par les producteurs d'électricité.

Les résultats de la modélisation, nous indiquent que l'inclusion du transport dans un ETS commun à l'électricité et à l'industrie fait porter la charge de la réduction sur les deux derniers secteurs. La quasi-intégralité de l'objectif de réduction du transport est alors réalisée via l'achat de permis.

### 3.3 Discussion et conclusion du chapitre 3

#### 3.3.1 Discussion

Dans l'analyse des flux de permis entre secteurs, un constat s'impose : le transport se comportera dans tous les cas comme un acheteur net. Son rôle dans l'effort total de réduction apparaît alors fortement réduit dans les scénarios que nous avons simulés. Pour expliquer ces résultats, nous revenons sur une analyse de la courbe de coût global de la réduction des émissions qui se décompose en coûts techniques (efficacité du véhicule et commutation de carburant) et comportementaux (réponse des consommateurs). Comme nous l'avons précédemment expliqué, le changement technologique est limité par un faible taux de renouvellement de la flotte de véhicules et donc de faibles capacités d'influencer, à court terme, l'efficacité des automobiles. Concernant la modification des habitudes de consommation des utilisateurs, nous avons montré précédemment que la relative inélasticité prix de leur demande rend difficile les évolutions comportementales. Ceci est d'autant plus vrai que la valeur carbone n'est pas significative dans le prix des combustibles à la pompe lorsque le système de permis négociable est commun au transport et aux secteurs électrique et industriel. Du point de vue des conducteurs ce n'est donc pas le prix des quotas qui importe, mais le prix des carburants et dans notre analyse, l'augmentation du prix serait de 0,13€, 0,28€ et 0,32€ par litre d'essence respectivement pour la Chine, les États-Unis et l'Europe.

Heinrichs et al. (2014) ainsi que Link et al. (2012) estiment que les automobilistes ne réagissent pas de manière significative à ce niveau de hausse tarifaire. L'impact de cette évolution sur le comportement des consommateurs dépendra finalement de la rapidité de l'augmentation. Si elle est soudaine, elle peut induire une réaction psychologique sur les comportements des consommateurs, au moins pour une courte période de temps (I4CE et al., 2015). Cependant dans les faits, l'I4CE et al. (2015) évaluent la répercussion de la valeur carbone de l'ETS Californien sur le prix de l'essence de l'ordre de 1 à 3 centimes de \$ par litre. Cela ne crée pas de choc de prix sur un plein et donc ne permet pas de modifier le comportement des consommateurs et d'initier des évolutions technologiques dans le secteur. Pour que la décarbonisation du secteur se produise, le système d'échange doit forcer l'individu à modifier ses décisions concernant à la fois l'achat de véhicules et le comportement au volant. Or les prix des permis dans un système de permis négociables unique ne sont pas incitatifs pour les utilisateurs de véhicule (Desbarats, 2009) .

Au regard des résultats de la modélisation, deux approches nous semblent pouvoir être retenues: segmenter les marchés de permis du transport et de l'industrie/électricité ou étendre géographiquement le périmètre d'action de l'ETS (lier les ETS).

La première démarche s'appuie sur les travaux de Achtnicht et al. (2015) qui préconisent la création de marchés du carbone segmentés afin d'induire de réels changements technologiques et comportementaux dans le secteur et éviter les effets de lock-in carbone. En effet le rendement énergétique des voitures vendues actuellement aura un impact sur les émissions de CO<sub>2</sub> au cours de toute sa durée de vie, soit en moyenne 14 ans. Nous nous rangeons ainsi derrière les conclusions faites par Blom et al. (2007) qui proposent de créer deux marchés distincts, au lieu d'inclure les transports dans un système de permis négociables commun à l'industrie et à l'électricité. Ainsi le transport devrait atteindre son propre plafond d'émissions de CO<sub>2</sub>. Dans notre modélisation, les augmentations tarifaires de l'essence seraient de l'ordre de 1,82€, 0,93€ et 2,87€ pour respectivement la Chine, les États-Unis et l'Europe dans le cas où les transports fonctionneraient isolément.

À la lumière des travaux de Blom et al. (2007), Heinrichs et al. (2014), Link et al. (2012) nous conseillons également de combiner le marché de permis avec d'autres mécanismes de régulation dans le secteur des transports tels que les réglementations en matière d'efficacité énergétique sur les véhicules, de R&D, de carburants à faibles émissions de CO<sub>2</sub> et les politiques de développement des transports en commun. Il peut y avoir un certain nombre d'avantages à légiférer sur le rendement énergétique des carburants ou sur les normes d'efficacité des véhicules, notamment l'incitation à la recherche et développement dans le secteur. Avec un couplage normes et ETS, il n'y aurait pas d'effet de rebond; les quantités de GES émises sont limitées par le système de permis négociables qui chercherait à limiter la demande de combustibles fossiles par le signal du prix du carbone. De plus, ce couplage peut contribuer à générer des réductions supplémentaires grâce à des mesures pour lesquelles il peut être difficile de légiférer (Desbarats, 2009). Par conséquent, bien que la segmentation des marchés puisse être plus coûteuse, il existe une certitude quant aux réductions effectuées par le secteur et les normes viennent en soutien à l'ETS qui ne parvient pas à favoriser les investissements technologiques dans l'automobile. En effet, l'effet prix du carburant est limité étant donné le comportement économiquement irrationnel des consommateurs dans l'achat de véhicules est plus guidé par des critères de confort, de taille, de statut social, de pouvoir d'accélération que d'efficacité énergétique.

Les augmentations du prix du carburant n'ont donc qu'un effet relativement mineur sur les voitures vendues. Kishimoto et al. (2017) estiment ainsi qu'un prix du CO<sub>2</sub> et des normes fonctionnent comme des stratégies coordonnées efficaces et complémentaires pour lutter contre les changements climatiques. De plus, cela aurait également l'avantage de plafonner les émissions du transport routier sans risquer d'avoir des effets négatifs sur les autres secteurs. En effet, si cela réduit l'efficacité même du système, le cloisonnement permet de préserver les industries de la perte de compétitivité. La segmentation et le mix de politiques semblent indispensables pour motiver rapidement les innovations dans le secteur et générer des réductions dans tous les facteurs influençant la consommation d'essence (Zheng et al., 2015).

La seconde approche s'appuie sur les travaux de Flachsland et al. (2011) qui indiquent qu'avec un système de plafonnement et d'échange, le prix du carbone s'ajustera automatiquement pour assurer l'atteinte des objectifs de réduction. Si un prix « faible » du carbone suffit pour atteindre l'objectif environnemental, ce n'est pas un signe d'échec de la politique climatique, mais une indication de suffisamment de possibilités de réduction à faible coût dans le système. Ainsi, même si la valeur carbone génère une augmentation trop faible du prix des carburants pour déclencher des quantités substantielles de réduction des consommations, l'ETS garantit l'atteinte des objectifs. Selon ces considérations, le linking des marchés de permis peut garantir plus d'efficacité et limiter la hausse de la valeur carbone due au transport – ce qui pourrait diminuer les effets globaux sur la compétitivité internationale des industries. La viabilité de cette proposition ne peut être tranchée sans une analyse approfondie des conséquences attendues d'une ouverture des marchés de permis d'émissions négociables. Nous faisons de cette question l'objet de notre prochain chapitre.

### 3.3.2 Conclusion du chapitre 3

Pour analyser l'impact de l'inclusion du transport routier dans un ETS, nous prenons en considération trois facteurs : l'impact économique des échanges de droits d'émission, l'efficacité environnementale et l'acceptabilité politique (voir Figure 19). Ces trois éléments sont structurants dans ce chapitre, et constituent un trilemme problématique, car nous concluons que dans le contexte actuel ils ne peuvent pas être simultanément atteints. Suite aux analyses empiriques, théoriques et aux vues des résultats de notre modélisation, nous tirons alors trois enseignements.

Premièrement, les normes ne parviennent pas à infléchir de manière significative les émissions du secteur du transport. Que ce soit en Europe, aux États-Unis ou en Chine il est primordial d'aller vers une politique plus agressive concernant les rejets de GES issus du déplacement de personnes et de marchandises pour parvenir aux objectifs fixés dans les politiques nationales ou plus largement aux niveaux d'émission permettant de limiter le réchauffement terrestre à 2°C. En effet, l'inélasticité de la demande de carburant face au prix, l'effet rebond et la difficulté de changer les comportements des automobilistes paralysent, dans ces trois pays/régions, l'efficacité environnementale des normes et des taxes. Cela nous conduit à analyser les conséquences attendues d'une inclusion du secteur transport dans un ETS pour sortir de cette impasse.

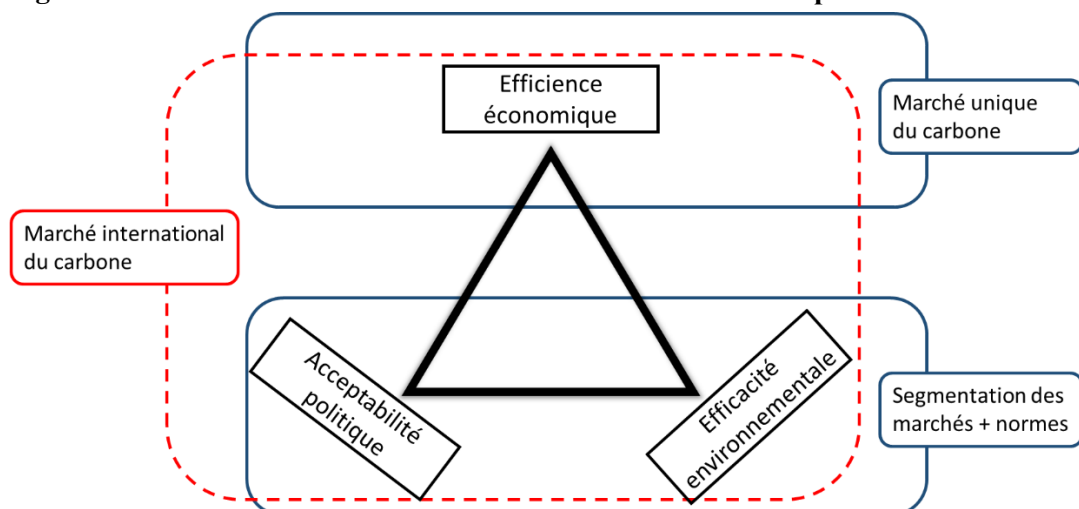
Deuxièmement, un marché de carbone commun aux secteurs industriel, électrique et transport affecte fortement la compétitivité des industries. Plutôt que de renforcer l'ETS via l'augmentation des prix des quotas, cette extension sectorielle risquerait de fragiliser le système via l'augmentation de la charge pour des secteurs exposés à la concurrence internationale. Nous estimons que la pression économique sur les autres secteurs risque de générer des pertes de compétitivité et des fuites de carbone. Ces répercussions soulèvent respectivement des problèmes d'acceptabilité politique et d'efficacité environnementale.

Troisièmement, l'inclusion du transport dans l'ETS ne va affecter que marginalement les émissions du secteur. En se rapprochant des résultats obtenus par Anger (2010) pour l'inclusion de l'aviation dans le SCEQE, nous concluons que les réductions seront supportées par l'industrie, que le prix de la tonne de carbone serait trop bas pour déclencher des changements significatifs dans le secteur du transport et que le risque d'investissement à long terme dans des véhicules à forte intensité carbone, effet lock-in, reste présent. L'analyse des transferts intersectoriels de permis effectuée grâce à notre modélisation montre que la quasi-

intégralité des objectifs de réduction du secteur des transports est réalisée via l'achat de quotas aux autres secteurs.

Face à l'échec de l'approche par les normes, il convient de réglementer autrement les émissions issues du déplacement. Cependant, l'intégration de ces émissions dans un système de permis négociables commun à l'industrie et à l'électricité ne permet pas de déclencher de réelles réductions dans le transport. Notre recherche valide l'intérêt de segmenter les marchés et ainsi de créer un système de permis négociables parallèle au système existant, axé uniquement sur le transport routier, qui garantirait que les réductions d'émissions fixées pour ce secteur soient réalisées par lui-même. De plus, un ETS distinct pour le transport permettrait de réduire la pression sur les autres secteurs. Un prix du carbone plus élevé dans le secteur des transports inciterait la réduction des kilomètres parcourus, la modification des comportements au volant, le transfert vers des modes de transport moins carbonés, mais se doit d'être couplé avec des normes sur la teneur en carbone du carburant et sur l'efficacité des véhicules. Le mix de politiques permet la réalisation de réduction des émissions à tous les niveaux du secteur. L'approche par une combinaison de politique garantit ainsi l'implication des consommateurs et des fournisseurs de carburant, mais également des constructeurs automobiles, ce que ne permet pas une politique unique. Cette option garantit ainsi l'efficacité environnementale et l'acceptabilité politique en évitant une pression trop forte sur les industries, mais n'est pas optimale économiquement (Figure 19).

**Figure 19 : Les trois facteurs décisionnels de l'inclusion du transport dans un ETS**



Source : l'auteur

L'inconvénient de cette approche est donc la perte d'efficacité économique. En effet, dissocier et cloisonner les ETS implique un coût global de réduction des émissions de GES plus élevé que dans un système unifié. Dans le contexte actuel, où les systèmes de permis négociables sont mis en place à des niveaux nationaux et régionaux, nous défendons l'idée qu'elle reste la meilleure option. Cependant, l'idée d'un linking international des marchés fait son chemin et la perspective d'un marché international du carbone entre les grands pollueurs pourrait améliorer l'efficacité des ETS et limiter les problèmes de compétitivité voir accroître l'acceptabilité politique. Cette proposition constitue une alternative à notre première recommandation en ce sens qu'elle ne va pas vers une segmentation des marchés, mais au contraire vers leur élargissement. Nous suggérons donc d'analyser les conséquences économiques, environnementales et politiques d'un linking des systèmes de permis négociables. Cette question fait l'objet d'une étude plus approfondie dans la seconde partie de notre thèse.





## Partie 2 : Le linking des ETS : analyse à moyen terme et régulation des échanges internationaux de permis

---

Depuis la création du Système Communautaire d'Échange de Quotas d'Émission (SCEQE) en 2005, plusieurs autres systèmes de plafonnement et échange ont vu jour. Ces mécanismes de tarification du carbone sont mis en œuvre de manière unilatérale à des niveaux nationaux voir sous nationaux. La construction de ces marchés à une dimension plus locale permet une adaptation des systèmes au contexte politico-économique du pays, mais accroît également les spécificités structurelles qui ne sont pas sans complexifier les perspectives de linking des ETS. En effet, compte-tenu de cette fragmentation des systèmes de gestion des émissions, les projets de coordination se font de plus en plus nombreux, cependant l'intérêt d'effectuer un lien bilatéral ou multilatéral peut ne pas toujours être évident. Notons que dans cette seconde partie de notre thèse, nous concentrons notre réflexion sur un linking direct et bidirectionnel (voir Encadré 4), conforme aux réflexions engagées par ailleurs. Ces caractéristiques signifient que les systèmes reconnaissent réciproquement la validité des permis du partenaire pour la conformité de leurs entités réglementées.

#### **Encadré 4 : les différentes catégories de linking**

Le terme de linking fait référence à une relation qui permet l'échange de permis d'émission entre différents marchés du carbone. Deux éléments définissent le linking :

- son caractère direct ou indirect. Un lien direct permet aux entités réglementées d'acheter et d'utiliser directement les indemnités d'un autre système de négociation pour leurs propres obligations de conformité nationale. Le linking indirect naît de l'utilisation par deux systèmes distincts de crédits communs. Ce dernier, même s'il n'est pas volontaire ou voulu, affecte l'offre et la demande de permis dans chacun des marchés (Mehling et Görlach, 2016).

- sa qualité d'unidirectionnelle ou bidirectionnelle. Il est possible d'observer du linking unidirectionnel, si l'accord n'exige pas de réciprocité, telle qu'il est présent dans le SCEQE avec l'aviation. En d'autres termes, si la reconnaissance des permis n'est pas mutuelle entre juridictions alors le commerce ne peut se produire que dans un seul sens. Un lien bilatéral peut être établi dans un accord bilatéral ou par linking unilatéral à titre réciproque. Le premier principe résulte d'un accord juridique global qui établit la reconnaissance mutuelle des quotas, tandis que le second donne lieu à une législation individuelle qui reconnaît les allocations de l'autre programme. Les deux voies peuvent conduire à la convergence des prix, mais ils incarnent des degrés différents de gestion conjointe et de prise de décision.

Nous concentrons notre analyse sur un linking direct et bidirectionnel, car celui-ci est formel, nécessite un accord de coopération et engage les deux parties.

L'objectif de cette partie est de révéler les principales difficultés du linking des systèmes de permis négociables et d'évaluer la capacité des mécanismes de restriction aux échanges à lever ces difficultés et favoriser la coopération internationale des marchés du carbone. Pour cela, nous réalisons une analyse du linking autour du triptyque d'efficacité économique, d'efficacité environnementale et d'acceptabilité politique. Cela nous permet de mettre en exergue les caractéristiques primordiales, des pays et des marchés, susceptibles d'influencer la décision de linking. Nous nous appuyons sur la littérature et sur un travail de prospective économique pour révéler les principales difficultés à la mise en place d'échanges internationaux de permis entre ETS. Le permis d'émissions n'est ni un actif ni une marchandise ordinaire. Sa valeur est intrinsèquement dépendante des contraintes juridiques et politiques qui complexifient l'échange.

À partir de ces conclusions, nous examinons les mécanismes de restriction au linking comme un outil pour favoriser la coopération entre les systèmes, car permettant de limiter les flux financiers, d'atténuer le risque résultant de la surallocation, de se protéger contre les comportements non coopératifs des partenaires, mais surtout d'accroître la rigueur environnementale et d'améliorer le partage des gains à l'échange entre pays de l'OCDE et pays en développement. En d'autres termes, nous examinons dans quelle mesure les taux de conversion (taux de décote et taux de change) peuvent faciliter l'acceptabilité politique au linking tout en améliorant l'efficacité environnementale et l'efficacité économique des systèmes.

L'apport de cette partie réside dans sa capacité à déterminer les éléments majeurs entravant le linking et à proposer des solutions justifiées de manière analytique et prospective pour dépasser ces obstacles.



## **Chapitre 4- L'impact d'une extension géographique : quelle optimalité pour le linking des systèmes de permis négociables ?**

L'échec de la Conférence de Copenhague en 2009 a sonné le glas d'une architecture mondiale d'un système de permis d'émissions négociables organisant pour tous les pays et tous les secteurs les réductions d'émissions au travers d'un prix unique du carbone. Par contre, l'Accord de Paris entérine une approche bottom-up de l'action des pays en termes de réduction des émissions de GES. La multiplication des marchés régionaux du carbone depuis une dizaine d'années s'inscrit ainsi dans cette dynamique (ICAP, 2017). Pourtant cette approche de marchés segmentés n'est pas optimale d'un point de vue économique. On assiste donc ces dernières années à la mise en place de liens entre des marchés du carbone fonctionnant initialement de manière isolée. Une dynamique soutenue par l'article 6 de l'Accord de Paris qui prévoit explicitement le transfert des engagements d'atténuation entre les parties prenantes. Cependant, ces échanges internationaux de permis restent encore exceptionnels, prennent du temps avant de voir le jour et sont parfois rompus après quelques mois de fonctionnement, voire même abandonnés avant d'être mis en place. Les avantages du linking entre les ETS ne sont donc ni évidents ni uniformes pour tous les pays.

L'objectif est ici de développer un cadre pour l'évaluation globale des motivations et des freins attendus d'un lien entre deux ou plusieurs systèmes de permis négociables. Bien que la théorie économique mette l'accent sur les avantages économiques rattachés à l'alignement des coûts marginaux de réduction des émissions, il est utile d'identifier une plus grande variété de raisons motivant la décision de linking. Dans ce cadre d'échanges de permis inter-systèmes, certains éléments paraissent davantage déterminants et l'apport de ce chapitre réside dans sa capacité à révéler les points fondamentaux susceptibles d'influencer le choix des gouvernements.

Nous construisons notre évaluation à partir du trilemme d'incompatibilité énoncé dans le chapitre précédent. Nous rappelons qu'aux critères d'efficacité économique et d'efficacité environnementale nous ajoutons la variable de l'acceptabilité politique qui nous amène à tirer

des conclusions plus robustes offrant ainsi de nouvelles perspectives théoriques. En nous appuyant sur la littérature académique, nous déterminons, dans un premier temps, les critères structurants de la décision de linking. Nous modélisons ensuite un panel de scénarios de liaisons bilatérales et multilatérales entre des ETS chinois, américain et européen, intégrant ou non les transports. Avoir deux types de configuration sectorielle nous permet d'examiner l'impact d'une modification du design des systèmes sur les prix et les flux de permis internationaux. Cette étude de cas nous permet d'analyser, à travers vingt-deux situations, l'évolution de la valeur carbone et des importations et des exportations de permis des pays et des secteurs. Ces résultats nous permettent de mettre en exergue les principaux atouts et pertes liés aux échanges entre pays disposant de coûts marginaux de réduction (CmR) sensiblement différents : la Chine versus les États-Unis et l'Union européenne. Nous confrontons ensuite les résultats de la littérature avec nos modélisations afin de définir les obstacles majeurs à l'acceptabilité politique d'un linking entre ces systèmes de permis négociables. Cette discussion détermine la capacité du mécanisme de linking des marchés à parvenir au triptyque, efficacité, efficacité et acceptabilité.

## **4.1 Évaluation du linking selon le triptyque : efficience, efficacité et acceptabilité**

### **4.1.1 Évaluation de l'efficience économique du linking des ETS**

Lier les systèmes de permis négociables accroît le nombre de participants au marché et en ce sens, l'élargissement, qu'il soit sectoriel (comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent) ou géographique, influence l'efficience globale des systèmes. Le linking est en mesure de fournir un ensemble de bénéfices économiques par rapport à des systèmes fonctionnant de manière isolée. Cependant, les résultats peuvent être contrastés et dépendent de la configuration initiale des marchés susceptible de révéler la présence de coûts de transactions prohibitifs (Hahn et Stavins, 2011).

#### *4.1.1.1 Réduire le coût marginal de réduction des émissions*

La justification majeure du linking des systèmes, est la diminution des coûts globaux d'atténuation. Les rejets de GES ayant les mêmes effets sur le changement climatique indépendamment de leurs origines, l'échange de permis entre les systèmes garantit l'intégrité environnementale tout en augmentant l'efficience économique de la politique. Dans l'analyse d'équilibre standard, le linking est une amélioration de Pareto et plus les ETS disposent de Coûts marginaux de Réduction (CmR) différents, plus le linking est intéressant (Grull et Taschini, 2010; Ranson et Stavins, 2013b). Ainsi, le système disposant d'un CmR plus élevé diminuera son coût total de réduction des émissions en passant par l'achat de permis relativement moins chers à son partenaire. À l'inverse, l'ETS avec des CmR plus faibles va accroître son surplus issu de la vente de permis. À titre d'exemple, la vente des Unités de Réduction Certifiée des Émissions (URCE<sup>18</sup>), à travers le Mécanisme pour un Développement Propre, est estimée avoir généré de 2007 à 2011 entre 9,5 milliards de dollars et 13,5 milliards de dollars pour les vendeurs de crédits, dont la plupart se trouvaient dans les pays en développement (Ranson et Stavins, 2013a).

---

<sup>18</sup> L'Unité de Réduction Certifiée des Émissions est un crédit carbone échange attribué par l'ONU à des porteurs de projets de réductions d'émissions.



Parallèlement, le linking des ETS permet de réduire les préoccupations vis-à-vis des manipulations de marché. Il dilue les entreprises dans un ensemble plus large de concurrence. L'augmentation du nombre d'acteurs dans le système réduit potentiellement le pouvoir de chacun et ainsi le potentiel de manipulation par des puissances industrielles est plus limité (German Emissions Trading Authority, 2013; Grubb, 2009; Tuerk et al., 2009b). L'augmentation des parties-prenantes au système permet également d'accroître les échanges et donc la liquidité sur le marché. Cela bénéficie d'autant plus aux ETS municipaux et sous-nationaux qui sont plus susceptibles de souffrir du manque d'alternatives de réductions. Plus le marché est liquide, plus le risque de variations brutales des prix est réduit, car elles sont absorbées et amorties dans un marché plus large (Flachsland et al., 2009a). En accord avec cette hypothèse les plus petits ETS ont cherché à établir des liens. La Norvège, le Liechtenstein, l'Islande ont été intégrés dans le SCEQE et la Suisse cherche aujourd'hui à faire de même. La Californie a mis en place un linking avec le Québec et l'Ontario, les projets pilotes chinois ont pour but d'être inclus dans un système national.

De plus, la coopération via le linking des systèmes permet le partage des connaissances qui augmente la possibilité de meilleures pratiques dans la gestion du système, dans les procédures de mesure, de notification et de vérification des émissions<sup>19</sup> (Burtraw et Woerman, 2013; Jaffe et al., 2009). L'alignement des mécanismes de gestion réglementaires pourrait simplifier la conformité pour les entités réglementées. Dans le cas des programmes pilotes chinois, la rationalisation au niveau national des activités administratives, des ressources techniques de recueil de l'information et de manière générale en évitant la duplication des efforts dans le domaine, la Chine est en mesure de diminuer la charge financière de gestion.

En définitive, le linking permet de réduire les coûts globaux de la politique climatique, d'accroître la liquidité des systèmes et ainsi de limiter les chocs de prix et les possibilités de collusion et de manipulation du marché. La coopération des gouvernements via l'échange de permis entre leur ETS augmente la transparence et le partage des connaissances ; autant de bénéfices qui renforcent la robustesse des systèmes.

---

<sup>19</sup> L'importance des mesures MRV est développée dans le Chapitre 1-

#### *4.1.1.2 Le risque de voir une hausse des coûts de transaction*

Parler du marché du carbone comme un mécanisme unique est incorrect car, comme nous l'avons vu dans la première partie, il existe autant de design de marché que d'ETS en fonctionnement et ces différences ne sont pas sans soulever des difficultés lors du linking d'ETS. Tout un axe de la littérature revient sur les obstacles techniques au linking découlant des conceptions différentes des ETS (Mehling et Haites, 2009; Qi et al., 2013a; Sterk et Kruger, 2009). Nous ne reviendrons pas sur ces difficultés, d'autant que (Ellis et Tirpak, 2006) ont prouvé qu'elles peuvent être facilement dépassées. Cependant, certaines options de conception peuvent conduire à une augmentation des coûts administratifs de collecte des informations et de contrôle des données. Le linking ne nécessite pas forcément une uniformisation totale des caractéristiques structurelles des systèmes, mais certaines caractéristiques sont incompatibles voir antinomiques et exigent de chaque pays une adaptation.

Une évolution du design du marché accroît l'instabilité quant aux règles administratives auxquelles les entités réglementées sont soumises et cet aspect dynamique des règles exige une plus grande capacité d'adaptation de la part des entreprises, ce qui accroît leur coût de conformité. Le caractère évolutif de l'environnement réglementaire et ses conséquences sont plus marqués pour les entreprises les plus fragiles : les industries qui sont à la fois intensives en énergie et très concurrentielles (Baron et Bygrave, 2002; UN, 2010). Cependant, conserver une forte hétérogénéité entre les systèmes risque de conduire à un maillage complexe et ingérable pour les régulateurs (Carbon trust, 2009). De plus, bien que le linking soit susceptible de minimiser le risque de fluctuation des prix en absorbant les plus petites variations, il a comme inconvénient d'exporter le risque systémique des plus grands marchés. Comme toute interdépendance, un choc important de prix sur l'un des ETS va se répercuter sur l'autre.

En définitive, l'avantage économique d'un linking de systèmes de permis négociables n'est pas systématique et dépend de plusieurs critères :

- La différence relative des coûts marginaux de réduction entre les ETS. Les gains à l'échange seront d'autant plus importants que l'écart, entre les prix d'équilibre sur les marchés avant le linking, est important.

- La stabilité des marchés. L'augmentation du nombre de participants au marché permet d'accroître la liquidité, mais peut également exporter les chocs de prix d'un marché à l'autre.
- Le niveau de proximité structurelle des ETS. Plus les designs sont hétérogènes, plus le linking est coûteux pour les parties prenantes aux systèmes, entreprises et régulateurs.
- La capacité d'adaptation des entités réglementées. La plus ou moins grande capacité des entreprises à s'adapter aux évolutions réglementaires, définissant le système de permis négociables, va influencer les coûts de transaction d'un linking des marchés.

#### **4.1.2 Évaluation de l'efficacité environnementale du linking des ETS**

Les récents résultats des négociations internationales sur le climat suggèrent que nous nous dirigeons vers des marchés du carbone fragmentés avec échange d'émissions. Comme nous venons de le voir, ces distinctions peuvent limiter l'efficacité économique du linking. Dans cette sous-section nous évaluons leurs effets sur l'efficacité environnementale.

##### ***4.1.2.1 Renforcement des engagements de réduction***

L'efficacité d'une action en faveur du climat est relative à la plus ou moins grande certitude qu'ont les entreprises quant à la pérennité de la politique dans le temps. Si les entités réglementées estiment que les objectifs de réduction des émissions, à terme, vont être assouplis ou abandonnés alors la quantité optimale d'investissement ne sera pas réalisée (Haites et Wang, 2006; Sterk et Schüle, 2008). Cette confiance dans le système est d'autant plus importante que l'ETS est difficile à supprimer. Des ETS liés à l'échelle internationale sont moins sujettes à l'évolution vers des politiques discrétionnaires que les systèmes séparés, en raison de la pression exercée par l'accord de coopération. En conséquence, le linking des ETS peut envoyer un signal positif pour les parties prenantes aux systèmes et ainsi améliorer l'efficacité dynamique de la politique climatique. Il est également en mesure de fournir des incitations à l'engagement des pays. La possibilité de générer des flux financiers Nord-Sud est susceptible d'inciter les pays en développement (PED) à mettre en place un ETS et donc une politique climatique. Durant la deuxième phase du SCEQE, l'Europe acceptait l'utilisation de crédits MDP en provenance de PED tels que la Chine, l'Inde et le Brésil. Depuis 2013, ces crédits compensatoires peuvent venir uniquement de projets mis en place dans les pays les moins avancés. De cette manière la Commission européenne incite les PED à créer leur

propre système de permis négociables, d'autant plus que l'UE se dit prête à créer du linking avec des marchés de pays émergent à partir de 2020 (Wettestad et Torbjørg, 2013). À ce titre la Commission européenne indique « qu'afin de réduire les émissions mondiales de GES, le marché international du carbone doit être développé en créant un réseau de systèmes de plafonnement et d'échange. Dans ce processus, les MDP peuvent jouer un rôle précieux, mais transitoire » (Koch et al., 2014).

De plus, le linking peut avoir un effet mobilisateur, en ce sens qu'il incite les pays à des engagements plus importants et qu'il permet de justifier, auprès de l'opinion publique, d'objectifs de réduction plus fermes. En effet, les décideurs politiques peuvent mettre en avant la pression internationale pour légitimer des engagements plus importants dans la réduction des émissions de GES. Cet effet est appelé uniformisation des règles du jeu, en théorie des affaires, et a été observé lors des négociations, pour la phase II du SCEQE, sur les objectifs nationaux de réduction des émissions. Les États européens ont eu tendance à accepter des objectifs plus ambitieux que les plans nationaux qu'ils avaient soumis initialement. L'architecture multilatérale de l'EU ETS et la position supranationale de Commission européenne a permis aux pays de justifier l'adoption de décisions impopulaires pour l'électorat local et a ainsi contribué à accroître l'ambition environnementale du système (Tuerk et al., 2009a).

Un modèle climatique plus robuste peut ainsi émerger du linking. Il peut être considéré comme un moyen pour garantir la pérennité de l'engagement climatique, pour inciter la création de nouveaux marchés et pour faciliter l'acceptation d'objectifs de réduction plus ambitieux. Nous verrons également qu'il peut être mécanisme promoteur d'une gestion globale des émissions de gaz à effet de serre.

#### ***4.1.2.2 Linking des marchés et progression vers une gestion globalisée***

La COP 21 a montré le gain d'intérêt pour une approche plus « bottom-up », où chaque pays est souverain quant à l'objectif de réduction des émissions de GES. La gestion globale n'est alors pas définie comme une gestion centralisée avec une uniformisation des règles pour l'ensemble des États, mais peut être identifiée comme un maillage d'engagements (Dorsch et Flachsland, 2017; Heitzig, 2012). Toute politique climatique menée de manière isolée a un potentiel limité, sauf si elle contribue à un effort global pour s'attaquer au problème mondial du changement climatique. Dans ce cas, elle est isolée, mais pas unique. Elle est réalisée sur un territoire donc limitée de façon juridique, mais si l'ensemble des États poursuivent un objectif similaire alors on obtient, non pas une gestion mondiale, mais un effort mondial. Le linking permet de coordonner ces efforts. Cette multiplicité de liens existants ou envisagés donne la vision d'un système matriciel d'échange en émergence. Cette matrice est le résultat d'une approche ascendante de la régulation climatique qui laisse plus de flexibilité aux États et leur permet de préserver une certaine autonomie nationale tout en exigeant une plus grande coordination de la législation, de la réglementation et des institutions (Jaffe et Stavins, 2008). Cette coordination peut avoir lieu de manière moins formelle via l'échange d'informations et des travaux conjoints dans le domaine des ETS.

De plus, la création d'un vaste ensemble de liens est susceptible d'améliorer le degré de confiance et pourrait fournir un point de départ naturel pour les négociations internationales. En effet, un réseau de liens entre les systèmes de réductions pourrait servir de base pour un accord climatique. De la même manière que l'Accord général sur les tarifs douaniers et le commerce a ouvert la voie pour l'organisation du commerce mondial, un système bottom-up pourrait évoluer vers une architecture cohérente climatique top down. Ces liaisons sont susceptibles de continuer à évoluer et pourraient établir, sans coordination centrale, la structure d'un système décentralisé de la politique climatique internationale (Haites et Mehling, 2009; Holtmark et Sommervoll, 2012).

Le linking pourrait évidemment jouer un rôle important dans la construction d'un système de permis négociables international. En tant qu'accord entre des nations souveraines aux conditions historiques, institutionnelles et économiques diverses, le SCEQE peut être considéré comme un prototype d'un éventuel régime climatique international résultant d'une coordination des mécanismes de marché (Ellerman, 2012, 2010). À l'image des NDC, les ETS pourraient être fondés sur un accord global négocié qui spécifie les cibles de réduction

des émissions et leurs échéances pour chacune des nations du monde. Dans cette architecture, le linking pourrait tendre vers la constitution d'un marché unique (Flachsland et al., 2009b). Il serait alors un instrument pour soutenir les accords globaux par un processus complémentaire bottom-up : renforcer le régime international par des accords bi- et multilatéraux.

Le linking peut ainsi être un moyen de soutenir l'action globale pour la réduction des GES, cependant son efficacité environnementale est dépendante de la rigueur des gouvernements dans l'évaluation et le contrôle des rejets de GES.

#### *4.1.2.3 Le linking et les risques pour l'intégrité de la politique climatique*

Les ETS doivent disposer de mécanismes de surveillance de qualité similaires, ou les différences dans les normes de surveillance doivent être au moins connues et cartographiées de façon transparente. À cet égard, les règlements sur l'évaluation, la déclaration et la vérification (MRV) sont cruciaux et nécessitent une application rigoureuse pour donner toute crédibilité au système et ne pas fragiliser les marchés. En d'autres termes, il faut veiller à ce qu'une tonne de gaz à effet de serre dans un système corresponde à une tonne dans l'autre système (Lee et al., 2013; Rutherford, 2014). Cependant, même avec une impartialité réglementaire équivalente, une réduction physique des émissions de GES dans un pays peut avoir des impacts différents sur les émissions mondiales tout simplement en raison de sa position relative dans l'économie mondiale. En effet, chaque pays dispose d'une intégration dans le commerce mondial et d'une structure économique qui lui est propre et qui se distingue de toute autre région du monde. Ces différences vont déterminer la plus ou plus grande capacité à contenir le risque de fuite de carbone (Hong et al., 2016). En l'absence d'un marché mondial sur tous les produits et toutes les activités, une tonne ne sera jamais réellement équivalente à une autre tonne. (Bushnell, 2013) pose la question de la comparaison des réductions des émissions pour les installations en bordure des frontières Est de l'Union, où l'énergie peut être importée de pays non plafonnés comme l'Ukraine et celles réalisées au Royaume-Uni. La logique voudrait que la fixation d'objectifs absolus de réduction donne la certitude quant aux quantités de GES rejetées ; cependant un plafond qui ne couvre qu'une partie des sources d'émission du monde ne permet pas de fournir la certitude de la quantité dans le sens classique du terme. Dans le cas d'un linking des ETS, les réductions peuvent finalement être encore plus soumises à des fuites et donc réduire l'avantage environnemental.

De plus, le linking peut exporter les choix considérés comme plus laxistes d'un système à l'autre. C'est notamment le cas pour les crédits qui ne font pas l'unanimité sur le caractère effectif de la réduction tel que les crédits issus du secteur UTCATF, des biocarburants, des installations nucléaires, des productions de gaz issues de roches schistosités... Si deux systèmes de régulation sont liés, ce type particulier de crédit utilisé dans le premier ne pourra être contrôlé par le second, car les permis sont fongibles. Ces problèmes dans les règles et la conception de l'ETS peuvent se retrouver également dans l'emprunt des permis. L'emprunt est la possibilité pour une entité réglementée d'utiliser en avance des permis qu'elle disposera pour une prochaine phase de conformité. Cette caractéristique comporte le risque de défaut dans le futur des entités réglementées soit en raison d'une faillite de l'entreprise, soit à cause d'un manque d'application de la réglementation suite à une évolution gouvernementale ou une défaillance du régulateur (Haita, 2013). Dans le cas d'un linking, l'ETS sans autorisations d'emprunts importe également ce risque lié au report des exigences.

Le risque environnemental le plus important soulevé par le linking des systèmes de permis négociables est bien la diminution des objectifs d'atténuation. Les entités avec le coût marginal de réduction le plus faible, qui vont être des exportateurs nets de permis, sont incitées à accroître l'allocation initiale de permis afin de capter une rente plus importante issue de la vente de permis (Bodansky et al., 2014; Bode, 2003; Holtsmark et Sommervoll, 2012). Le linking peut ainsi être un facteur pénalisant l'ambition climatique au profit des considérations économiques. Cette question de la surallocation de permis afin de profiter de flux financiers plus importants est traitée dans la section suivante, car en plus de soulever des problèmes environnementaux elle soulève aussi des questions d'ordre politique.

En définitive, au-delà du cadre théorique pur qui montre que le résultat environnemental n'est pas modifié par le linking, nous révélons dans le contexte institutionnel actuel quatre critères susceptibles d'influencer son efficacité :

- Le nombre d'ETS en fonctionnement. Plus de systèmes de permis négociables sont en place, plus leur coopération va réduire les risques de fuites de carbone. Le linking des ETS peut également inciter les PED à contrôler leurs rejets de GES via le marché pour bénéficier des flux financiers issus de la vente de permis aux pays développés.

- La différence relative des coûts marginaux de réduction entre les ETS. Le linking peut inciter les systèmes avec un CmR faible à accroître l'allocation de permis et ainsi réduire les objectifs environnementaux pour attirer les capitaux.
- Le niveau de proximité structurelle des ETS. Plus le design des systèmes est proche, plus le linking va renforcer les marchés et rendre la politique climatique pérenne. À l'inverse, d'importantes différences structurelles conduisent à exporter les problèmes de mesure et de contrôle des GES d'un ETS à l'autre : risque de contagiosité. Il y a un alignement sur le niveau de rigueur le plus faible.
- La capacité de coalition des gouvernements. Le linking peut conduire à un renforcement de la politique climatique et tendre vers une gestion plus globalisée des émissions de GES si les États parviennent à créer un maillage de lien. Pour cela, les pays devront notamment s'accorder sur les objectifs de réduction de leurs ETS ou accepter ceux fixés par leur(s) partenaire(s).

### **4.1.3 Évaluation de l'acceptabilité politique**

Comme nous l'avons fait dans le chapitre précédent pour traiter de la question de l'extension, nous intégrons la variable de l'acceptabilité politique dans notre analyse de l'extension géographique.

#### ***4.1.3.1 Le linking comme un outil stratégique de politique internationale et un moyen de réduire les distorsions de concurrence.***

Outre la diminution du coût total, le linking peut être un moyen pour réduire les distorsions de concurrence et ainsi accroître l'acceptabilité politique. Comme nous l'avons relevé dans le chapitre précédent, l'une des inquiétudes politiques quant à la mise en place de système de permis négociables est le problème de perte de compétitivité pour les entreprises les plus exposées à la concurrence internationale. Ces interrogations sont pertinentes dans la mesure où les ETS ne sont pas des mécanismes généralisés au niveau mondial et les prix sur les systèmes ne sont pas homogènes. Même si le linking des systèmes de permis négociables ne résout pas les problèmes de distorsions de concurrence avec les pays n'ayant pas d'ETS, elle permet la convergence des coûts carbone entre les ETS. Il est une opportunité pour limiter les différences de contraintes environnementales entre les pays. Ainsi, les pertes de



compétitivité sectorielle se réduisent au fur et à mesure que le nombre d'ETS augmente et que les liaisons sont étendues à plus de pays (Lanzi et al., 2013; Zyla, 2010).

De plus, le linking peut être un mécanisme de stratégie internationale. Il est régi par un accord de coopération international qui implique un rapprochement des pays et le développement de la confiance mutuelle. À ce titre, l'élargissement géographique du SCEQE permet à l'Union européenne de renforcer sa position de leader dans l'action internationale sur le climat.

#### ***4.1.3.2 Perte de souveraineté et risque partenaire***

Le linking réduit le contrôle dont le pays pouvait disposer lorsqu'il fonctionnait de manière isolée. À la suite du linking, les pays perdent une partie de la souveraineté sur leur ETS et sont soumis aux décisions prises par le partenaire. S'il décide de mettre en place une coopération visant à l'échange de permis avec un troisième système, le premier en subira également les conséquences, notamment l'évolution du prix des permis.

La perte de souveraineté peut limiter la volonté de linking des gouvernements et celle-ci va dépendre de la proximité dans la culture politique et dans les relations diplomatiques et commerciales avec le pays partenaire. En effet, les États sont d'autant plus amenés à coordonner leur marché du carbone s'ils disposent déjà des accords, indépendamment de la nature de ces coopérations (Mehling, 2009, 2007). Ranson et Stavins (2013b) vont jusqu'à soutenir que la probabilité de mettre en place un linking solide est accrue si les pays sont géographiquement proches. L'explication standard est assurée par le « modèle de gravité » du commerce qui définit le niveau des échanges commerciaux entre les deux pays comme fonction de l'offre et de la demande sur les marchés, mais également de la distance géographique entre les deux pays. En d'autres termes, la proximité géographique permet de manière générale une meilleure connaissance de son partenaire et une probabilité plus importante d'avoir des objectifs environnementaux similaires. À ce titre les législateurs californiens ont exprimé des préoccupations au sujet des liens vers des « juridictions éloignées » plutôt que les voisins immédiats.

La dépendance des gouvernements aux décisions d'évolution des partenaires est susceptible de réduire les incitations à lier leur système de permis négociables. L'engagement d'un système dans une coopération avec un partenaire est soumis à un accord encadré par des règles, cependant il serait absurde de s'attendre à ce que tous les liens soient immuables. À ce

jour, il y a déjà un exemple de déconnexion par le New Jersey et une promesse avortée par l’Australie. En novembre 2011, le gouverneur Chris Christie a annoncé que son État du New Jersey se retirait de la RGGI. Le New Jersey est ainsi sorti du programme et a mis fin aux obligations de mise en conformité pour ses centrales électriques. En septembre 2013, le gouvernement australien, nouvellement élu et dirigé par le Premier ministre Tony Abbott, a annoncé sa volonté d’abandonner l’ETS. Cette décision a mis fin à l’accord négocié par le gouvernement précédent pour un linking unidirectionnel avec le SCEQE à partir de 2014 et bidirectionnel à partir de 2018. Ces situations illustrent la nécessité d’avoir un fort engagement politique. Pizer et Yates (2013) étudient la possibilité de rompre un accord d’échange de permis. Ils estiment que la mise en place de règles prédéterminée concernant la sortie d’un gouvernement de l’accord de coopération pourrait veiller à ce que tout futur événement de déconnexion soit moins perturbateur et moins coûteux. Ils soulèvent cependant le risque de spéculation accru sur un tel événement. Envisager la possibilité de rompre la coopération à l’avenir peut exacerber les marchés, car une simple spéculation sur une éventuelle déconnexion des marchés peut conduire à une dispersion des prix. Mettre en place des règles régissant le principe de rupture de l’accord et de séparation des systèmes pourrait créer plus d’incertitude quant à la valeur des engagements et quant à la pérennité du linking.

En définitive, la perte de souveraineté et l’incertitude entourant le partenaire limitent l’acceptabilité politique d’un linking des systèmes de permis négociables. De plus, il se pose la question des flux financiers et de la perte de co-bénéfices rattachés à la réduction des émissions de GES.

#### ***4.1.3.3 La perte des co-bénéfices et la question des flux financiers***

L’échange de permis minimise le coût national de la politique climatique, mais risque de faire perdre une part des co-bénéfices résultant des réductions nationales. Si reliait conduit à une externalisation de la réduction à d’autres régions, les avantages connexes à l’effort de réduction sont perdus. Le linking est donc également un arbitrage entre les gains d’une réduction du coût de la politique climatique et la perte de co-bénéfices tels que la diminution des pollutions locales de l’air, l’augmentation de la sécurité énergétique, diminution de la dépendance aux combustibles fossiles, l’encouragement de la Recherche & Développement dans les technologies bas carbone. Toutefois, une évaluation de ces co-bénéfices reste difficile, notamment car ils sont attachés à d’autres politiques nationales externes au système de permis négociables. La plupart des ETS sont créés dans le cadre d’un ensemble plus vaste

de politiques environnementales et énergétiques. Le linking des ETS ne peut donc pas à lui seul expliquer l'évolution des structures économique et énergétique des nations, mais il faut pour autant considérer et accepter son influence (Qi et al., 2013b).

À cette question de la perte des co-bénéfices s'ajoute celle des flux financiers. Un pays qui est importateur net de permis après le linking réduit non seulement moins de GES sur son territoire, mais a une balance des échanges déficitaire dans le commerce des permis négociables. En effet, les différences de CmR conduisent à des flux financiers d'une région à l'autre. Plus cette différence est importante, plus l'intérêt du linking est grand et plus les transferts financiers sont élevés. Une préoccupation naît alors d'une incitation pour les gouvernements de réduire leurs ambitions via une surallocation de quotas afin d'attirer des capitaux. Une surallocation volontaire peut être considérée comme un mode de subvention indirecte des entreprises. Le risque d'être face à ce genre de comportement est difficile à évaluer et est susceptible de soulever des difficultés politiques. Définir les degrés d'effort mutuellement acceptables dépend du niveau de développement du pays, de la pénétration des technologies à faibles émissions, des potentiels de réduction disponibles, du coût de ces réductions... Un accord sur les objectifs est nécessaire pour ne pas tomber dans une situation de jeu non coopératif, car contrairement aux biens traditionnels, qui ont une valeur intrinsèque, la valeur d'une allocation de carbone est déterminée uniquement par sa rareté. La rigueur des objectifs et l'ambition de l'effort de réduction peuvent être des conditions politiques majeures pour relier ou non les systèmes. Par exemple, la Californie a cité l'effondrement du prix des permis CO<sub>2</sub> en Europe comme une raison pour ne pas travailler à développer une coopération avec le SCEQE. Le linking nécessite donc, de la part des juridictions concernées, une reconnaissance des objectifs de réduction présent et à venir, mais rien ne garantit pour autant que le niveau de flux financier correspondant soit considéré comme politiquement acceptable (Hausotter et al., 2011). Les liens directs souffrent donc d'une difficulté : ceux qui sont les plus attractifs pour des raisons économiques peuvent être politiquement les plus difficiles à établir en raison d'importants flux de capitaux internationaux que le linking pourrait générer.

En définitive, trois éléments sont susceptibles d'influencer l'acceptabilité politique d'un pays à vouloir relier son système à un autre :

- Le nombre d'ETS en fonctionnement. Plus il y a d'ETS, plus le linking peut apparaître comme un outil stratégique de coopération internationale. La réduction des problèmes de distorsion de concurrence grâce à une égalisation des coûts du carbone est une réelle incitation politique au linking.
- La différence relative des coûts marginaux de réduction entre les ETS. Plus la différence entre les CmR est importante, plus les flux financiers entre les deux systèmes sont élevés et plus la perte des co-bénéfices issue des réductions d'émissions est tangible. En d'autres termes, plus un pays achète de permis, plus le déséquilibre dans la balance économique des échanges soulève des problèmes d'acceptabilité politique, d'autant plus qu'il perd également tout une partie des avantages générés par des réductions d'émission nationales (diminution de la pollution de l'air, stimulation de la R&D...)
- Le niveau de coopération et de confiance entre les gouvernements. La proximité géographique, culturelle, économique et les liens existants dans d'autres domaines rassurent les gouvernements et facilite la mise en place d'un linking des ETS. Plus les gouvernements connaissent leur partenaire et plus les risques de défaillance et de comportements stratégiques sont diminués, favorisant ainsi l'acceptabilité politique.

Intégrer la question de l'acceptabilité politique dans l'évaluation des problèmes et avantages que soulève le linking des systèmes de permis négociables renforce l'analyse théorique. La décision de créer des échanges entre deux ou plusieurs ETS est certes le résultat de conséquences économiques et environnementales sur les systèmes, mais également de la volonté politique. Nous ne pouvons tirer des conclusions générales sur l'intérêt positif ou négatif d'un linking des systèmes, mais nous avons ainsi mis en exergue plusieurs éléments susceptibles d'influencer l'efficacité, l'efficacé et l'acceptabilité d'une décision de créer des échanges de permis entre deux ETS. Dans la section suivante, nous analysons l'évolution du prix de la tonne de carbone et des flux de permis pour plusieurs configurations de marché dans le cas de liaisons bilatérales et multilatérales.

## 4.2 Étude de cas : modélisation d'un linking États-Unis - Chine - Europe

L'objectif de cette section est d'analyser les conséquences d'un linking entre deux ou trois systèmes de permis négociables dans le cas d'une modélisation du SCEQE, du futur ETS national chinois et d'un éventuel système américain. Nous analysons les variations de la valeur carbone, les flux de permis entre pays et l'évolution des réductions effectives réalisées par les secteurs. Cette section nous permet également de traiter la problématique soulevée dans le chapitre précédent sur la capacité du marché international à résoudre le trilemme d'incompatibilité entre efficacité économique, efficacité environnementale et acceptabilité politique d'une intégration du transport dans un ETS commun à l'industrie et à l'électricité. Nous présentons dans cette section nos hypothèses et nos scénarios. Nous analysons ensuite les résultats de nos modélisations.

### 4.2.1 Analyse des modélisations sur le linking des ETS

Dès 2008, Anger évalue, à partir d'un modèle d'équilibre partiel multi-pays à deux secteurs, les impacts économiques d'un linking du SCEQE avec des régimes émergents hors de l'Europe, en présence d'un accord post-Kyoto en 2020. La liaison du système européen de permis d'émission avec les crédits MDP ne procure, selon lui, que de faibles avantages économiques ; toutefois la mise en place d'un vaste régime international provoque une baisse importante des coûts de réduction des émissions de GES. Dans un système incluant l'Union européenne, le Japon, le Canada, la Russie, les États-Unis, l'Australie et la Nouvelle-Zélande les coûts totaux peuvent diminuer de 60% par rapport à une situation où il n'y aurait pas d'échanges de permis entre les pays. Compte tenu de ce potentiel d'amélioration généré par le linking, Anger estime « *qu'elle [la liaison des marchés] peut ainsi devenir non seulement une solution de repli pour un accord international manquant, mais également un élément vital pour la future politique climatique au niveau mondial* » (voir également Jaffe et al., 2009 et Ranson et Stavins, 2013a).

Dans un article de 2011, Gavard et al. (2011a) apportent une réflexion plus approfondie sur l'impact économique d'un marché trans-pacifique Chine/États-Unis en 2030 (voir les détails de modélisation dans le Tableau 13). Les auteurs examinent les choix de production d'électricité et les transferts financiers associés au linking. Ils constatent que les réductions d'émission en Chine sont entraînées principalement par des réductions de la production d'électricité à partir du charbon. Ainsi, les résultats suggèrent que la négociation

sectorielle est efficace pour réduire l'intensité carbone de l'électricité chinoise, mais, en l'absence d'autres politiques de réglementation, elle ne stimulera pas l'adoption à grande échelle des technologies de pointe. De plus, la baisse de la demande de charbon induit une baisse du prix du charbon qui crée une augmentation de sa consommation dans la plupart des autres secteurs (voir la dépendance de toutes branches de l'économie chinoise au charbon dans le Chapitre 1). Gavard et al. (2011a) observent donc un risque de fuites de carbone relativement important d'où une efficacité limitée de la liaison sectorielle des ETS. Deux ans plus tard, Gavard (2013) place le SCEQE au centre de la réflexion. À partir du modèle EPPA (Emissions Prediction and Policy Analysis, MIT), l'auteure étudie les conséquences d'un linking entre le système européen et d'éventuels ETS chinois, indien, mexicain et brésilien. Elle relève deux impacts majeurs lorsque la Chine participe au système : la majorité des réductions sont absorbées par ce pays et la pénétration des énergies renouvelables dans le Monde est alors plus faible. Elle confirme également que les réductions d'émissions sont principalement le résultat d'une diminution de la production issue du charbon et de la consommation d'électricité, résultante d'une augmentation de 7% du prix de l'électricité.

Qi et al., (2013b), Xu et al. (2015) observent des résultats similaires. Les ETS sont comptabilisés comme un moyen efficace pour faciliter la réduction des émissions, cependant suite au linking, les énergies renouvelables en Chine se développent de plus de 20% et baissent de 48% et 90%, respectivement, aux États-Unis et en Australie/Nouvelle-Zélande. Leur article évalue les impacts énergétiques et technologiques d'une coopération Chine, UE, États-Unis et Australie-Nouvelle-Zélande (ANZ) sur l'échange de permis, à partir d'un modèle d'équilibre général récursif-dynamique de l'économie mondiale. Ce même constat est fait par Xu et al. (2015) qui concluent que le déploiement des ENR est retardé en Europe ou aux États-Unis suite à un accord avec la Chine. Les auteurs modélisent un linking multilatéral des systèmes européen, américain, coréen, japonais, australien et chinois à l'horizon 2020. Ils estiment que le prix international des permis va faire fortement chuter les prix de marché pour la Corée du Sud, le Japon et l'Australie alors que l'avantage du linking pour l'UE semble limité. Plus récemment, Alexeeva et Anger (2016) évaluent également les prix des permis à 2020 pour approximativement les mêmes pays, à partir modèle d'équilibre général PACE (Policy Assessment based on Computable Equilibrium). Les auteurs confirment que le linking réduit les pertes d'efficacités résultant de la réglementation sur les émissions de GES grâce à une diminution du prix d'équilibre sur les marchés de permis.

Le Tableau 13 présente le détail des scénarios construits par les différents auteurs. Nous indiquons les pays participants aux échanges de permis, les objectifs de réduction retenus, la méthode utilisée pour modéliser les scénarios et nous présentons rapidement les prix résultants de leur analyse.

L'analyse de ces travaux et le résumé de leurs caractéristiques dans le Tableau 13 permettent de faire émerger un constat majeur : le linking est globalement avantageux. Malgré des hypothèses de modélisation qui ne sont pas similaires et des estimations de prix-carbone largement hétérogènes, les auteurs valident l'efficacité du linking. En effet, si nous prenons le cas des États-Unis, l'estimation de prix va de 7\$ dans le papier de Alexeeva et Anger (2016) à 105\$ dans l'article de Gavard et al. (2011a), mais dans les deux situations, le linking est profitable pour l'économie globale. Dans notre modélisation nous ne reviendrons donc pas sur l'efficacité théorique du linking, mais sur l'évolution des prix de la tonne de carbone et sur le flux de permis entre les pays et les secteurs afin d'évaluer l'acceptabilité politique de cet accord de libre échange des permis CO<sub>2</sub>. À la différence des papiers précédents, nous évaluons l'impact de la configuration sectorielle du système de permis négociables sur le linking des ETS. En effet, rien ne garantit une homogénéité dans le design des marchés (point mis en avant dans le Chapitre 1-) et il convient d'analyser l'impact de configurations différentes sur les échanges de permis afin d'évaluer l'acceptabilité politique du linking. Nous focalisons notre analyse sur une caractéristique structurelle : les conséquences d'une inclusion du transport dans un ou plusieurs systèmes sur les résultats du linking. Ce travail est le prolongement de l'analyse effectuée dans le chapitre 3- sur l'extension sectorielle des marchés de permis.

**Tableau 13 : Synthèses des études concernant l'impact d'un linking entre d'hypothétiques systèmes de permis négociables**

Article	Scénarios	Secteurs	Objectifs	Méthode	Résultat / prix
<b>Anger 2008</b>	<p>1. UE (+ MDP*)                  2. UE, Japon, Canada, Russie (+ MDP)                  3. (2.) + OCDE du Pacifique et USA</p> <p>*MDP = Brésil, Inde, Mexique, Chine, Corée</p>	Couvre exclusivement les secteurs intensifs en énergie	20% de réduction en <b>2020</b> par rapport à 2005.	Sur la base d'un modèle d'équilibre partiel multipays à deux secteurs	Pour chaque scénario : UE isolée : 28,5€ Scénario 2 : 5€ Scénario 3 : 8,3€
<b>Gavard et al 2011</b>	<p>USA &amp; Chine</p> <p>1. BaU                  2. Cap aux USA                  3. échange (USA-China)</p>	USA & Chine : secteur électrique	<p><b>2030</b></p> <p>USA : -30% (2005)                  Chine : sans objectifs de réduction (MDP)</p>	Modèle EPPA : Emissions Prediction and Policy Analysis	Prix des permis : USA : 105\$ USA-Chine : 21\$
<b>Qi et al 2013</b>	<p>UE, Chine, USA, Australie/Nouvelle-Zélande</p> <p>1. BaU                  2. Marchés Séparés                  3. UE et ANZ                  4. EU, ANZ, Chine                  5. EU, ANZ, USA                  6. Tous</p>	<p>UE : électricité &amp; IGCE                  ANZ, Chine &amp; USA : tous les secteurs sauf l'agriculture</p>	<p><b>2020</b> (CO<sub>2</sub> uniquement)                  Chine : réduction de 45% l'intensité carbone par rapport à 2005                  UE : -21% (2010/GES)                  USA : -17% (2005)                  A/NZ : -5% (2000)</p>	<p>Modèle C-GEM China-in-Global Energy Model</p> <p>Basé sur les données du « Global Trade Analysis Project » Version 8</p>	<p>Prix du permis :                  UE : 12\$ / USA : 38\$ / ANZ : 132\$ / Chine : 7\$</p> <p>Tous : 17,5\$</p>



Article	Scénarios	Secteurs	Objectifs	Méthode	Résultat / prix
<b>Gavard 2013</b>	UE & Chine Inde, Mexique et Brésil : Analyse individuellement et toutes les nations simultanément.	Électricité & IGCE (CO <sub>2</sub> uniquement)	<b>2030</b> UE : -42% (1990) Brésil, Inde, Mexique et Chine : BaU	Modèle EPPA	Prix des permis : UE : 32\$ EU-China : 4\$ Tous : 3\$
<b>Xu et al 2015</b>	Chine, USA, Europe, Australie, Japon et Corée du Sud : 1. BaU 2. Marchés Séparés 3. Multirégional	- UE & Australie : électricité & IGCE  - Chine, USA, Japon & Corée du Sud : Tous les secteurs	<b>2020</b> Chine : -40%/-45% intensité carbone (2005) UE : -20% (1990) USA : -17% (2005) Australie : -5% (2000) NZ : -5% (1990) Japon : -25% (1990) Corée : -30% (BaU)	Modèle C-GEM = computable general equilibrium model  Basé sur les données du « Global Trade Analysis Project » (GTAP)	Prix du permis : UE : 19\$ / US : 48\$ / A&NZ : 87\$ / Chine : 10\$ / Japon : 138\$ / Corée : 126\$  Tous : 19\$
<b>Alexeeva et Anger 2016</b>	1. UE + MDP* 2. (1) + Canada + Japon 3. (2) + Russie 4. (3) + USA + Australie  * Chine, Inde, Brésil, Mexique, Corée.	Pétrole raffiné, électricité, industrie du fer et acier, du papier, du métal non ferreux et de produits miniers	<b>2020</b> UE : -30% (1990) Japon : -25% (BaU) Canada : -25% (BaU) Australie : -20% (BaU) USA : -20% (BaU)	Modèle PACE (Policy Assessment based on Computable Equilibrium)  Basé sur les données du « Global Trade Analysis Project » (GTAP)	Marchés séparés : UE : 37\$ Canada : 11\$ Japon : 4\$ Russie : 1,5\$ Australie : 5\$ États-Unis : 7\$

#### 4.2.2 Approche méthodologique et hypothèses de modélisation pour le linking

Dans cette section nous analysons différentes configurations de linking entre l'Europe, la Chine et les États-Unis. À partir des simulations réalisées avec l'outil CMT (Carbon Market Tool) développé initialement par EDDEN puis par Enerdata (Enerdata, 2014), nous évaluons ainsi les conséquences d'une extension géographique bilatérale et multilatérale, avec et sans le secteur des transports. Nous rappelons que les hypothèses retenues pour notre modélisation sont explicitées dans *la section 2 du Chapitre 3*-. Pour rappel, nous avons construit un ETS européen, un ETS américain et un ETS chinois, avec les objectifs suivants à l'horizon 2030 :

- 40% de réduction pour l'UE par rapport à 1990 (2,8Gt de CO<sub>2</sub> émis).
- 34% de réduction pour les USA par rapport à 2005 (cap de 4,04Gt de CO<sub>2</sub>)
- Limite de 40% d'augmentation pour la Chine par rapport à 2010 (cap de 11,8 Gt).

Nous modélisons alors trois configurations de marché : la première se résume à une régulation des émissions des secteurs électrique et industriel (seules les Industries Grandes Consommatrices d'Énergie - IGCE), la deuxième inclut également les transports et la troisième analyse des couvertures sectorielles différentes entre les ETS. Trois cas de figure sont alors possibles : les marchés sont segmentés, une liaison bilatérale est créée ou les trois ETS sont liés. À partir de ces différentes hypothèses d'extension sectorielles et géographiques, nous établissons 22 scénarios définis comme suit :

⇒ Première configuration (secteurs électriques et IGCE) :

- (1) Les trois systèmes sont segmentés
- (2) linking multilatéral USA – UE - Chine
- (3) linking bilatéral USA - UE
- (4) linking bilatéral USA – Chine
- (5) linking bilatéral UE – Chine

⇒ deuxième configuration (secteurs électriques, IGCE et transport) :

- (6) Les trois systèmes sont segmentés
- (7) linking multilatéral USA<sub>t</sub> - EU<sub>t</sub> - Chine<sub>t</sub>
- (8) linking bilatéral USA<sub>t</sub> - EU<sub>t</sub>
- (9) linking bilatéral USA<sub>t</sub> – Chine<sub>t</sub>
- (10) linking bilatéral EU<sub>t</sub> – Chine<sub>t</sub>

⇒ troisième configuration (Panel des possibles scénarios présenté dans le Tableau 14).

**Tableau 14 : panel de scénarios avec différents niveaux d’extensions géographiques et sectorielles**

		<b>Marchés incluant le transport</b>					
		<b>UE<sub>t</sub></b>	<b>USA<sub>t</sub></b>	<b>Ch<sub>t</sub></b>	<b>UE<sub>t</sub> &amp; USA<sub>t</sub></b>	<b>UE<sub>t</sub> &amp; Ch<sub>t</sub></b>	<b>Ch<sub>t</sub> &amp; USA<sub>t</sub></b>
<b>Marchés liés</b>	<b>USA/UE/Ch</b>	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)	(16)
	<b>USA / UE</b>	(17)	(18)	x			
	<b>UE / Ch</b>	(19)	x	(20)			
	<b>USA / Ch</b>	x	(21)	(22)			

*Source : l’auteur, illustration des scénarios de modélisation*

Nous supposons dans ces scénarios que les systèmes ne disposent pas tous de la même couverture sectorielle. En, effet rien ne garantit que le linking ait lieu seulement dans le cas où les marchés intègrent les mêmes secteurs. Nous analysons donc l’effet sur les prix et les flux de permis de configurations non homogènes. Dans les scénarios 11 à 16, nous supposons des échanges multilatéraux avec un ou deux gouvernements incluant les transports dans leur ETS. Pour les six derniers scénarios, nous sommes dans le cas d’échanges bilatéraux avec un sel ETS ayant intégré le secteur des transports. Dans la section suivante, nous retranscrivons les résultats des simulations issues de ces 22 scénarios.

### **4.2.3 Analyse des résultats**

De la même manière que les hypothèses ont été présentées, nous exposons nos résultats à partir des trois configurations de marchés : les ETS se limitent aux secteurs industriel et électrique, inclusion du transport dans tous les systèmes et une combinaison de couverture sectorielle.

#### ***4.2.3.1 Le linking avec couverture sectorielle uniforme***

*ETS contrôlant uniquement les émissions des secteurs électrique et industriel*

Dans ce paragraphe nous présentons les résultats issus des scénarios de linking sans inclusion du transport dans les systèmes de permis négociables. À noter, le premier scénario représente la simulation de référence où chaque ETS fonctionne de manière isolée sans échanges entre les autres systèmes. Nous rappelons également que le modèle CMT, que nous

utilisons pour cette modélisation, s'appuie sur une égalisation des coûts marginaux de réduction afin de définir le prix et les flux de permis. Ainsi la position d'un pays, en tant qu'importateur ou exportateur de permis, est déterminée par le niveau de CmR avant linking. Le niveau de prix (équivalent au niveau de CmR) et les quantités importées sont respectivement présentés dans la Figure 20 et le Tableau 15.

Nous retrouvons les prix présentés dans le chapitre précédent lorsque les marchés sont segmentés avec les États-Unis qui disposent du CmR le plus élevé (99€) suivi par l'Europe (67€) et la Chine (41€) à 2030. Le linking multilatéral des ETS conduit à un alignement du prix des permis à environ 51€, soit une baisse de 23% en Europe, une division quasi par deux du prix américain et une hausse de 25% en Chine. Nous relevons deux points importants. (i) L'inclusion du SCEQE au linking Chine et États-Unis impact très peu le prix des permis. En effet, le passage d'une coopération bilatérale à multilatérale n'influence que marginalement le coût marginal de réduction. (ii) la liaison avec la Chine tire le prix des permis fortement vers le bas. L'intérêt pour l'UE et les USA, de relier leur ETS à l'ETS chinois est donc élevé pour réduire le coût de leur politique climatique.

**Figure 20 : Prix des permis selon les configurations de linking des ETS à 2030**

	<b>ELEC + IGCE</b>	<b>+ TRANSPORT</b>
<b>UE</b>	66,5€	143,5€
<b>USA</b>	98,8€	126,9€
<b>CHINA</b>	40,9€	49,5€
<b>ALL</b>	50,8€	66,4€
<b>USA-UE</b>	89 €	132 €
<b>UE-CHINE</b>	43 €	56 €
<b>USA-CHINE</b>	50 €	62 €

*Source : l'auteur, d'après les résultats de la simulation réalisée avec le modèle CMT*

Le Tableau 15 affiche la part de l'objectif de réduction des émissions qui est importée par le pays et par secteur. À noter que des pourcentages négatifs traduisent une exportation de permis. On constate au niveau des pays que la Chine est constamment un exportateur lorsque son système est lié aux autres ETS.

**Tableau 15 : Pourcentage de permis importés par rapport à l'objectif de réduction à 2030**

<b>1</b> Segmenté	% de permis importés					
		Électricité	Industrie			
	UE	30%	-96%		<b>0%</b>	
	Chine	37%	-428%		<b>0%</b>	
	USA	-15%	39%		<b>0%</b>	
<b>2</b> Tous	Électricité Industrie				Linking multilatéral	
	UE	46%	-96%			<b>7%</b>
	Chine	23%	-524%			<b>-17%</b>
	USA	32%	64%			<b>31%</b>
<b>3</b> USA-UE	Electricité Industrie				Linking bilatéral	
	UE	11%	-121%			<b>-9%</b>
	USA	-8%	44%			<b>5%</b>
<b>4</b> UE-Chine	Electricité Industrie					
	UE	56%	-67%			<b>12%</b>
	Chine	35%	-446%			<b>-3%</b>
<b>5</b> USA-Chine	Electricité Industrie					
	Chine	25%	-516%			<b>-16%</b>
	USA	33%	65%			<b>32%</b>
<b>6</b> Segmenté(t)	Electricité Industrie Transport					
	UE	-45%	-363%	87%	<b>0%</b>	
	Chine	25%	-514%	91%	<b>0%</b>	
	USA	-37%	26%	63%	<b>0%</b>	
<b>7</b> Tous(t)	Electricité Industrie Transport				Linking multilatéral	
	UE	13%	-280%	93%		<b>32%</b>
	Chine	1%	-647%	88%		<b>-28%</b>
	USA	14%	56%	82%		<b>39%</b>
<b>8</b> USA(t)-UE(t)	Electricité Industrie Transport				Linking bilatéral	
	UE	-39%	-352%	88%		<b>4%</b>
	USA	-39%	24%	62%		<b>-2%</b>
<b>9</b> UE(t)-Chine(t)	Electricité Industrie Transport					
	UE	24%	-268%	94%		<b>37%</b>
	Chine	16%	-564%	90%		<b>-10%</b>
<b>10</b> USA(t)-Chine(t)	Électricité Industrie Transport					
	Chine	7%	-613%	89%		<b>-20%</b>
	USA	19%	58%	83%		<b>42%</b>

Source : l'auteur, d'après les résultats de la simulation réalisée avec le modèle CMT

En effet, la pente de la courbe de coût marginal de réduction (CmR) étant plus faible en Chine qu'aux États-Unis ou qu'en Europe (voir Graphique 15 en Annexe), le linking va conduire à une réduction plus importante des émissions de GES en Chine par rapport à sa cible de référence. En linking multilatéral, 90% des permis vendus par la Chine vont être importés par les États-Unis ; soit près d'un tiers de l'objectif américain sera réalisé par l'achat de permis. Si nous accentuons le niveau de détails, nous pouvons ainsi analyser l'effet du linking sur les secteurs inclus dans les systèmes de permis négociables et nous constatons que dans le cas d'un accord multilatéral, la majorité des réductions supplémentaires en Chine sont supportées par son industrie. À noter qu'un secteur ne peut pas importer plus de 100% de son objectif de réduction, mais peut exporter tant que son CmR est inférieur au prix des permis. À ce titre, le secteur industriel chinois va réduire plus de six fois plus ses émissions que l'objectif qui lui était assigné initialement. Cette pression sur l'industrie est accentuée lorsque l'ETS américain fait partie de la coopération. D'un point de vue du linking bilatéral Europe et États-Unis, le SCEQE devient un exportateur net. Les échanges entre les régions sont toutefois beaucoup moins importants qu'une liaison qui intègre la Chine.

En définitive, l'extension géographique est plus intéressante si l'accord intègre un pays en développement avec des options de réduction des émissions de GES beaucoup moins coûteuses. Toutefois, cela accroît la pression exercée sur le secteur industriel chinois.

#### *ETS contrôlant les émissions des secteurs électrique, industriel et du transport*

Cette sous-section permet simultanément d'analyser les effets du linking lorsque la couverture sectorielle est élargie au transport et de répondre à la question posée au chapitre précédent. Pour rappel, nous examinons la capacité du linking des systèmes de permis négociables à limiter la hausse de la valeur carbone due au transport et diminuer les effets globaux sur la compétitivité internationale des industries. L'inclusion du transport dans la modélisation modifie la hiérarchisation des niveaux de CmR des pays, avec des prix plus élevés en Europe qu'aux États-Unis (voir Figure 20). Nous rappelons, à partir du chapitre précédent, que dans nos modélisations, l'inclusion du transport a un impact relativement beaucoup plus important sur le prix des permis en Europe qu'en Chine ou qu'aux USA. Tandis que le prix va doubler dans le SCEQE (116%), il augmentera seulement de 20% en Chine et de 28% dans l'US ETS<sup>20</sup>.

---

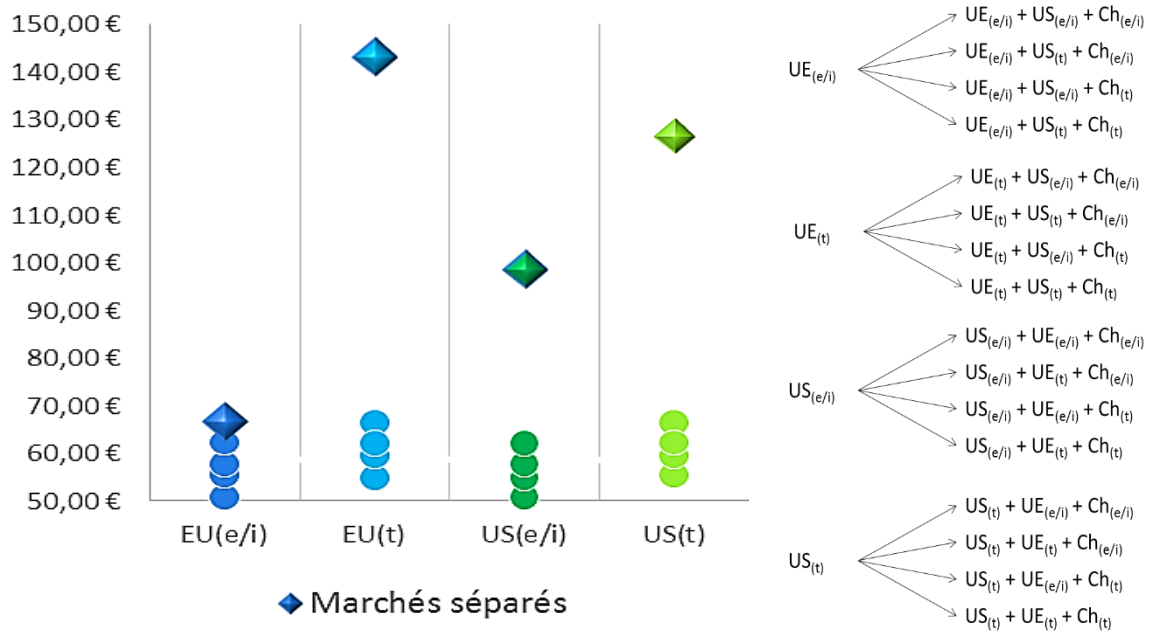
<sup>20</sup> Pour plus de détails sur l'extension sectorielle, se référer à la section 3.2.3.2. *Le prix des* (p. 95) qui a fait l'objet d'une analyse plus approfondie des résultats.

Le linking permet, avant tout, d'homogénéiser le prix des permis pour les industries européennes, chinoises et américaines. De plus, il limite considérablement l'augmentation des CmR pour l'UE et les États-Unis, suite à l'inclusion du transport dans l'ETS et si la Chine participe à l'échange. Si nous prenons le cas européen, de 66,5€ le prix s'élève à 143,5€ avec la prise en compte des émissions issues des déplacements, dans nos simulations. Par contre, si l'UE lie son marché à celui des États-Unis et de la Chine, cela permet de conserver une valeur carbone à 66,4€ tout en incluant le transport. Ainsi, pour les pays avec des courbes de CmR à forte pente, le linking de leur système avec le système chinois permet d'annuler l'effet déstabilisateur pour les entreprises. Cependant, l'avantage n'est pas évident pour la Chine. L'augmentation du prix des permis et la pression exercée sur le secteur industriel suite au linking sont beaucoup plus importantes si le transport est inclus dans les ETS. L'industrie multiplie par six voir sept les quantités d'émission de GES qu'il devait initialement réduire.

#### ***4.2.3.2 Linking avec combinaison de configurations sectorielles***

Nous étudions à présent l'impact du linking avec des degrés de couverture sectorielle différents dans les ETS. Au niveau des prix, nous constatons qu'il permet de limiter le risque de chocs, suite à l'inclusion du transport dans un ou plusieurs systèmes. En effet, lorsque les trois marchés sont liés, le prix international des quotas varie de 30% (de 51€ à 66€) entre une situation sans transport et une situation où tous les ETS incluent le transport. Dans le Graphique 10, nous affichons en losange le prix des permis pour l'Europe et les États-Unis lorsque les marchés sont segmentés pour les deux configurations : ETS incluant le secteur électrique ainsi que les IGCE (e/i) et l'ETS élargie au secteur des transports (t). Dans chacun des cas, nous indiquons les prix, après linking des trois systèmes, selon la couverture sectorielle des autres ETS (nous rappelons les configurations de marché pour chaque colonne). Nous retrouvons donc dans la première colonne du graphique le prix sur le marché européen sans le transport lorsqu'il fonctionne de manière isolée puis les scénarios 2, 12, 13 et 16 (voir Tableau 14 et Tableau 16). Cela permet de mettre en avant la relative stabilité des prix malgré des couvertures sectorielles qui évoluent dans les ETS partenaires. En définitive, pour l'UE et les États-Unis peu importe les choix structurels effectués par les autres ETS puisque les évolutions de prix sont relativement faibles.

**Graphique 10 : Évolution des prix en Europe et États-Unis suite au linking multilatéral**



Source : l'auteur d'après les résultats des simulations issues du modèle CMT

**Tableau 16 : Prix des permis pour les scénarios 11 à 22**

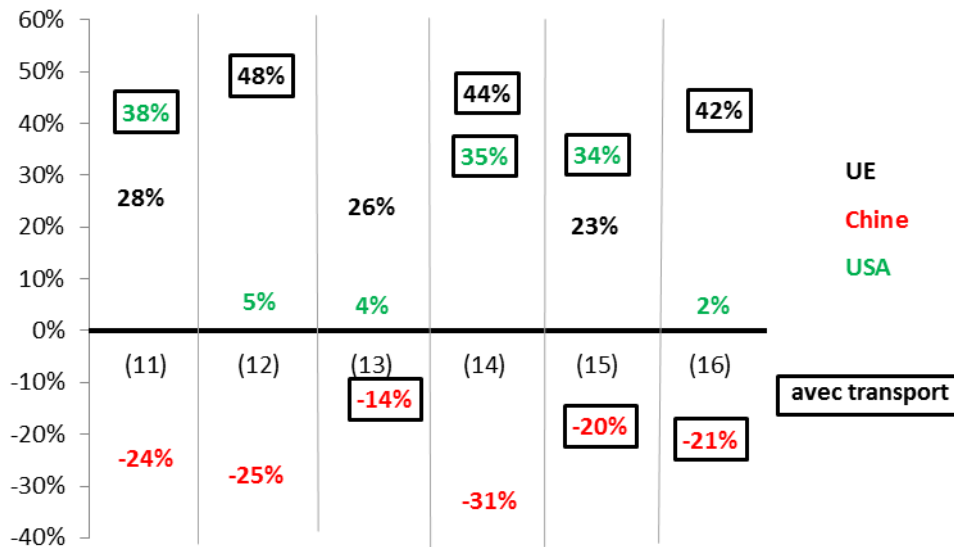
		Marchés incluant le transport					
		EU <sub>t</sub>	USA <sub>t</sub>	Ch <sub>t</sub>	EU <sub>t</sub> & USA <sub>t</sub>	EU <sub>t</sub> & Ch <sub>t</sub>	Ch <sub>t</sub> & USA <sub>t</sub>
Marchés liés	USA/EU/Ch	55€	55,4€	57,9€	59,5€	62,1€	62,3€
	USA/EU	111,6€	110,0€				
	EU/Ch	47,3€		50,7€			
	USA/Ch		54,6€	57,4€			

Source : l'auteur, d'après les résultats des simulations issues du modèle CMT

Au niveau des échanges de quotas, en linking multilatéral sans homogénéisation de la couverture sectorielle (scénarios 11 à 16), l'inclusion du secteur du transport pour le SCEQE augmente sa participation aux échanges ; il en est de même pour l'US ETS. Lorsque le SCEQE intègre le transport dans son système de permis négociables, il importe plus d'un tiers de son objectif. Lorsqu'il limite son système au secteur électrique et aux IGCE, il importe seulement 2% à 5% de son objectif de réduction. On retrouve cela avec les États-Unis qui passent de [23% - 28%] de l'objectif réalisé par l'importation de quotas à [42% - 48%] lorsqu'ils intègrent le secteur du transport dans leur système (cf. Graphique 11). La Chine, quant à elle, exporte moins en raison de l'augmentation de son CmR.



**Graphique 11 : Part de l'objectif réalisé via l'achat de permis en linking multilatéral**



Source : l'auteur, d'après les résultats des simulations issues du modèle CMT

À l'inverse, le choix de couverture sectorielle fait par les partenaires n'influence que marginalement la quantité de permis importée ou exportée. Dans le Graphique 11, nous observons, par exemple, que les États-Unis réalisent entre 42% et 48% de leur objectif de réduction via l'achat de quotas lorsqu'ils incluent le transport routier dans leur ETS. La plage de valeurs est assez restreinte et ne dépend que très peu des choix opérés par le SCEQE et le China ETS. De même, pour l'UE, il y a une variation de seulement 4 points de pourcentage pour le flux de permis selon le profil des partenaires. En définitive, ce qui détermine le niveau d'importation ou d'exportation c'est la décision des pays d'inclure ou non le secteur du transport dans leur propre ETS et non la configuration structurelle des systèmes liés.

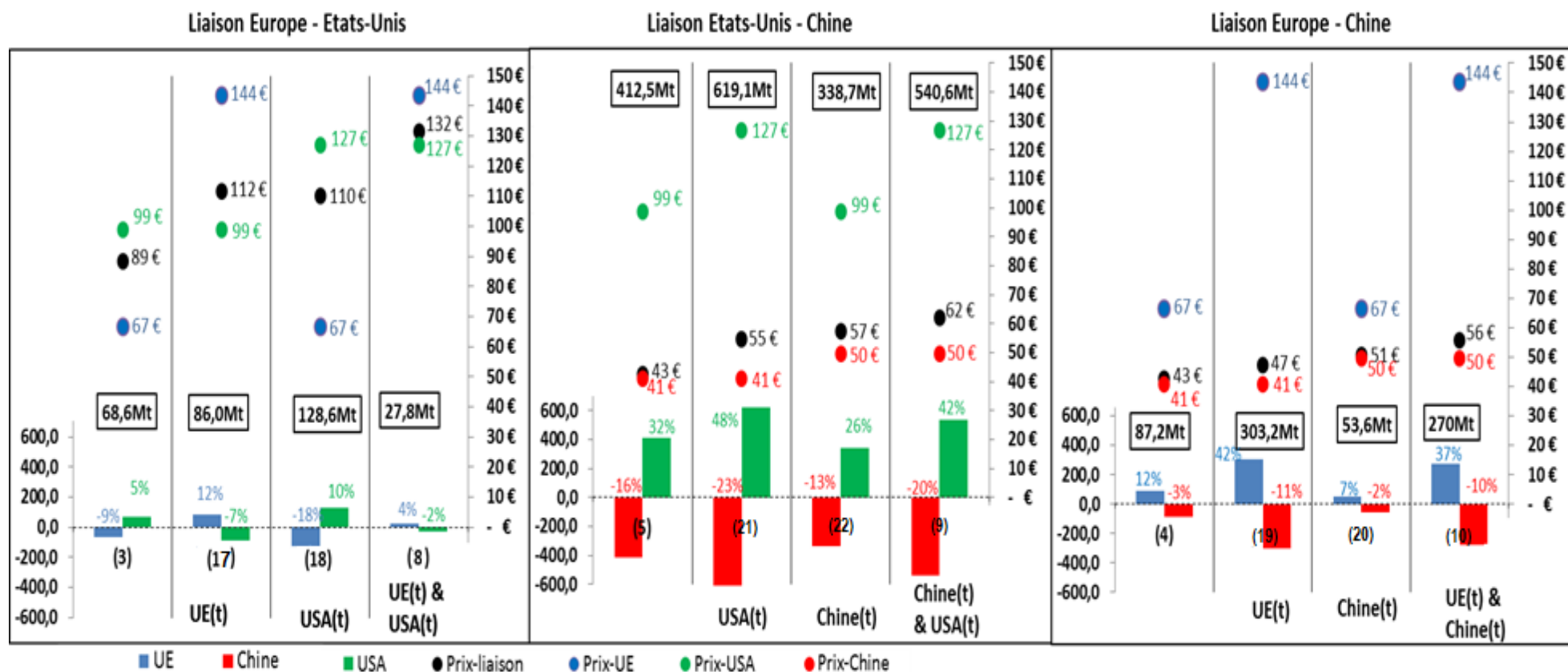
En linking bilatéral, lors d'un rapprochement des marchés américain et européen, c'est le choix de couverture sectorielle du SCEQE qui va définir l'importateur et l'exportateur de permis (voir Graphique 12). Si les transports sont inclus dans l'ETS alors l'UE achète des permis aux États-Unis, indépendamment du choix de couverture dans l'ETS américain. Dans cette coopération bilatérale, les quantités échangées sont beaucoup moins importantes en comparaison d'un linking incluant la Chine. Les États-Unis importent au maximum 10% de leur objectif soit 128Mt de CO<sub>2</sub>, lorsqu'ils lient avec l'UE tandis qu'ils peuvent satisfaire jusqu'à 48% de leur objectif via l'achat de permis avec la Chine, soit 618MtCO<sub>2</sub>. Dans le Graphique 12, nous affichons l'évolution des prix avant et après linking bilatéral pour chaque configuration sectorielle. Nous indiquons également le pourcentage de l'objectif réalisé via l'import de permis d'émission au partenaire.

De manière générale, la participation de la Chine au linking bilatéral permet d'éviter l'augmentation de la valeur carbone, qui résulterait de l'inclusion du transport, pour l'Europe et les États-Unis. En définitive, nous retiendrons quatre éléments essentiels de l'analyse des résultats de nos simulations :

- (i) En linking multilatéral, la coopération permet de limiter le risque de chocs de prix, suite à l'inclusion du transport dans un ou plusieurs systèmes.
- (ii) En linking multilatéral, le choix de couverture sectorielle fait par un gouvernement n'influence que marginalement le prix et la quantité de permis importée ou exportée par les partenaires. En d'autres termes, les modifications structurelles décidées par un ETS impactent peu les autres ETS.
- (iii) Le choix de couverture sectorielle fait par le pays influence grandement sa participation aux échanges. À l'inverse du constat précédent, les décisions d'un pays concernant le design de son propre marché vont définir le niveau de permis acheté ou vendu par son système aux systèmes liés.
- (iv) La liaison avec la Chine tire le prix des permis fortement vers le bas. L'intérêt pour l'UE et les USA, de relier leur ETS à l'ETS chinois est donc élevé pour réduire le coût de leur politique climatique. Toutefois, l'avantage n'est pas certain pour la Chine. Cela accroît la pression sur son secteur industriel. Le linking et l'inclusion du transport, multiplie par six voir sept les quantités d'émission de GES que le secteur industriel devait initialement réduire.

Nous discutons ce dernier point dans la section suivante. En effet, l'intérêt économique pour les pays développés de mettre en place un linking de leur système avec la Chine semble indéniable, cependant l'inverse n'est pas évident. Le linking diminue la compétitivité des industries chinoises et accroît la valeur carbone sur son marché de permis.

Graphique 12 : Évolution des prix et des importations de quotas par les différents ETS en linking bilatéral



Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation réalisée avec le logiciel CMT

\* il est rappelé dans chaque scénario, les ETS ayant élargi leur couverture sectorielle au transport, matérialisé par : Pays(t).

\*\* il est affiché le prix avant linking (point de couleur) et le prix après linking (point noir).

\*\*\* il est indiqué le montant des flux de permis dans l'encadré (ordonné gauche) ainsi que le pourcentage de l'objectif réalisé via l'importation de permis

## **4.3 Discussion et conclusion du chapitre 4**

### **4.3.1 Discussion sur le lien entre le trilemme d'incompatibilité et les résultats de la modélisation**

Suite à notre travail de modélisation et à l'analyse de la littérature sur l'efficacité économique, l'efficacité environnementale et l'acceptabilité politique du linking, il devient possible d'examiner les barrières à la mise en place d'échanges internationaux de permis.

La littérature académique sur l'évaluation économique d'un linking entre des systèmes de permis négociables souligne majoritairement que le linking réduit globalement les coûts de la politique climatique (Russ et al., 2009; Stankeviciute et al., 2008). Cependant, deux nuances sont à apporter, l'échange de permis profite davantage aux pays développés qu'aux pays en développement et d'autre part, la perte de compétitivité des industries suite à la hausse de la valeur carbone limite les bénéfices de la coopération pour les PED (Anger, 2008; Onigkeit et al., 2009). En effet, comme nous pouvons l'observer dans le résultat des modélisations précédentes, le prix des permis et la pression sur le secteur industriel augmentent lorsque la Chine met en place des échanges avec l'Europe et/ou les États-Unis. Si nous incluons les impacts macroéconomiques, induits par la hausse de la valeur carbone, l'avantage économique n'est plus évident pour la Chine. Tout d'abord, le linking conduit à une perte de compétitivité des industries du pays et ensuite il diminue le pouvoir d'achat des ménages ce qui impacte négativement le bien-être et la croissance économique dans le pays. À ce titre, Xu et al. (2015) analysent les répercussions du linking sur la structure industrielle, énergétique et du commerce international de la Chine. À partir d'un modèle d'équilibre général (voir Tableau 13), les auteurs modélisent des accords d'échange de permis CO<sub>2</sub> entre des hypothétiques ETS en Chine, États-Unis, Europe, Australie, Japon et Corée du Sud. Ils concluent qu'un système international d'échange d'émissions présente un impact sensiblement négatif sur les industries chinoises intensives en énergie. Suite à la hausse du prix de l'énergie, il y a une perte de compétitivité au niveau international qui réduit de 11% les exportations du pays.

Liu et al. (2013) tiraient les mêmes résultats pour un linking interprovincial des programmes pilotes chinois. Les provinces les moins développées subissent une perte de produit régional brut pouvant limiter l'incitation à élargir leur marché. Alexeeva et Anger (2016) évaluent également l'impact macroéconomique sur le bien-être et sur la compétitivité des industries d'un linking du SCEQE à d'autres systèmes en 2020. À partir du modèle d'équilibre général PACE (Policy Assessment based on Computable Equilibrium), les auteurs confirment que l'amélioration de l'efficacité économique des ETS pour les pays en développement se fait au détriment de leur compétitivité. L'augmentation des prix des permis d'émissions suite au linking pénalise les entreprises soumises à la concurrence internationale. L'effet de l'équilibre général domine l'effet de transfert. L'avantage du linking pour la Chine est donc discutable, ce qui limite considérablement l'acceptabilité politique d'une telle mesure.

Au niveau environnemental, le renforcement de l'efficacité n'est pas certain non plus. Ainsi, Gavard et al. (2011b) évaluent l'impact macroéconomique d'un accord d'échange de permis CO<sub>2</sub> entre le marché EU-ETS et un marché sectoriel dans un pays émergent (Chine, Inde, Brésil ou Mexique) et Gavard et al. (2011a) d'un linking entre un marché US couvrant l'ensemble de l'économie et un marché chinois sur le secteur électrique. Par rapport à des marchés séparés, ces coopérations permettent certes, dans les pays émergents, une diminution supplémentaire du contenu carbone de l'électricité, mais elles provoquent également des fuites de carbone internes. Les auteurs estiment qu'il y a une utilisation accrue de charbon dans les secteurs chinois non soumis à l'ETS suite à la baisse de son prix. De plus, la diminution de la valeur carbone dans le pays développé peut être spectaculaire sous l'effet du linking et des flux importants de permis entre les partenaires. On observe une diminution du prix par deux, voire par trois, pour les États-Unis ou l'Union européenne lorsqu'ils lient leur marché avec la Chine ainsi que 26% à 48% de leur objectif réalisé via l'achat de permis. Cela ralentit la décarbonisation du mix énergétique en Europe et aux États-Unis ainsi que réduit le développement et les apprentissages réalisés sur les technologies bas carbone. L'acceptabilité politique d'un linking avec un PED n'est donc pas non plus évidente pour les pays de l'OCDE. Ces résultats et conclusions nous rendent donc très prudents quant à la possibilité de voir apparaître des échanges de permis entre des régions développées et en développement sans mécanismes d'ajustement.

Gavard et al. (2016) proposent de fixer une limite sur la quantité de permis échangée à l'image des limites fixées pour les crédits compensatoires MDP et MOC. Les auteurs estiment qu'une restriction au commerce international de permis, entre un marché sectoriel chinois couvrant l'électricité et l'énergie et un marché américain ou européen, permet de dégager des gains macroéconomiques par rapport à des marchés séparés pour les deux pays ou régions considérées et de réduire les fuites de carbone. Nous approfondissons, dans le Chapitre 5-, cette question des mécanismes de restriction comme un moyen de soutenir l'acceptabilité politique du linking tout en permettant d'améliorer l'efficacité économique des systèmes.

### 4.3.2 Conclusion

Dans ce chapitre nous avons analysé l'impact d'un linking des systèmes de permis négociables à partir du trilemme d'incompatibilité efficacité économique, efficacité environnementale et acceptabilité politique. L'objectif étant de révéler les principales caractéristiques structurant la décision de linking. Nous retiendrons donc de l'analyse de la littérature théorique quatre éléments susceptibles d'influencer les répercussions d'un linking sur le triptyque cité précédemment :

- La différence relative des coûts marginaux de réduction entre les ETS. Plus l'écart entre les prix avant linking est important, plus les gains globaux tirés de l'échange sont élevés. Cependant, cette forte différence entre les CmR accroît les flux financiers entre les systèmes liés et la perte des co-bénéfices pour le pays importateur de permis ce qui soulève des problèmes d'acceptabilité politique.
- Le niveau de proximité structurelle des ETS. Plus les designs sont hétérogènes, plus le linking est coûteux pour les entreprises et gouvernements qui devront s'adapter. Les différences de structure demandent également que chaque pays accepte la configuration de marché du système auquel ils sont associés.
- Le nombre d'ETS en fonctionnement. Plus il y a de systèmes de permis négociables sont en place, plus le linking réduit les risques de fuites de carbone et de distorsion de concurrence, grâce à une égalisation des coûts du carbone. Cependant, la perte de souveraineté du gouvernement sur l'ETS suite à l'accord de coopération le conduit à supporter les liens du partenaire avec d'autres systèmes et à en accepter les conséquences (variation des prix et des flux de permis).

- Le niveau de coopération et la capacité de coalition des gouvernements. Plus les pays sont proches géographiquement, culturellement et économiquement, plus les risques de défaillance et de comportements stratégiques sont limités. À l'inverse, si peu de liens existent dans d'autres domaines que les ETS, les gouvernements seront d'autant plus réticents et dans l'incertitude concernant les décisions du partenaire.

Les avantages et inconvénients diffèrent donc selon les pays et les structures économiques. Nous ne sommes en mesure d'apporter une réponse globale sur la prépondérance des gains économiques, environnementaux et politiques sur les problèmes que suscite le linking. C'est pourquoi nous confrontons ces quatre éléments à une étude de cas. À partir d'un modèle mondial régionalisé de simulation du système énergétique en équilibre partiel, le modèle POLES, nous avons construit 22 scénarios<sup>21</sup> de liaisons entre l'Europe, la Chine et les États-Unis. Nous avons analysé l'effet sur les prix et le niveau d'importation ou d'exportation de permis des pays, mais également des secteurs. Ce travail de modélisation nous a permis de constater que le choix de couverture sectorielle fait par un gouvernement n'influence que marginalement le prix et la quantité de permis importée ou exportée par les partenaires. Pour ce cas d'étude, les modifications structurelles décidées par un ETS impactent donc peu les autres ETS et ainsi le niveau de proximité structurelle dans ce domaine n'est pas décisif dans la décision de coopération. Nous avons également pu mettre en avant que le linking multilatéral permet de réduire le risque de chocs de prix résultant de l'inclusion du transport dans un ou plusieurs systèmes. L'augmentation du nombre d'ETS participant au linking limite l'augmentation de la valeur carbone suite à une extension sectorielle garantissant ainsi plus de stabilité sur les marchés. Cela est susceptible d'accroître la volonté des gouvernements à organiser des échanges internationaux de permis entre plusieurs ETS.

Cependant, la Chine est un pays dont l'économie est en mutation rapide. L'incertitude concernant la viabilité d'un tel système dans un pays contrôlant encore fortement son économie est susceptible de limiter la capacité de coalition avec l'Europe et/ou les États-Unis. De plus, la forte différence dans les coûts marginaux de réduction entre les ETS risque de limiter l'incitation à lier leur système. En effet, dans notre modélisation, lorsque l'UE ou/et les USA mettent en place des échanges avec la Chine plus du quart voir la moitié de leur objectif de réduction est réalisé via l'achat de permis internationaux. Cela ralentit le

---

<sup>21</sup> Nous avons supposé des échanges bilatéraux et multilatéraux avec des ETS intégrant ou non le secteur des transports.

développement des technologies bas carbone dans ces pays et fait ainsi perdre les co-bénéfices liés notamment aux gains d'apprentissage (voir Gavard, 2013; Gavard et al., 2011b, 2011a). L'avantage pour l'économie chinoise est également limité par l'effet de l'équilibre général qui domine l'effet de transfert. En d'autres termes, la pression accrue sur son secteur industriel (voir Tableau 15 sur l'exportation de permis) et la hausse de la valeur carbone (voir la Figure 20 qui résume l'évolution des prix des permis) suite au linking conduisent à une perte de compétitivité de ses entreprises et une diminution du pouvoir d'achat (Alexeeva et Anger, 2016; Xu et al., 2015). L'acceptabilité politique d'un linking des systèmes de permis négociables entre des pays disposant d'un CmR élevé et faible n'est donc pas évidente étant donné les pertes connexes à l'uniformisation de la valeur carbone.

À la suite de ces conclusions, nous étudions, dans le chapitre suivant, l'hypothèse de l'introduction de mécanismes de restriction aux échanges, comme un moyen pour réduire le coût global de la politique climatique tout en améliorant la répartition des gains à l'échange et en limitant la part de l'objectif de réduction réalisée via l'achat de permis. Nous évaluons l'intérêt des taux de change et taux de décote (deux mécanismes de restriction) pour améliorer simultanément l'efficacité économique des ETS et l'acceptabilité politique du linking.





## **Chapitre 5- Analyse des mécanismes de restriction à l'échange international de permis d'émission**

La perspective de la liaison des systèmes de permis négociables est perçue comme une opportunité pour progresser vers plus d'efficacité économique, de liquidité sur les marchés et de résilience aux chocs de prix (Ranson et Stavins, 2013b). Au niveau environnemental, cela peut contribuer à renforcer l'acceptabilité d'objectifs de réductions plus ambitieux et à faire émerger une coopération internationale sur le climat (Ranson et Stavins, 2013a). Des premiers linking ont ainsi vu le jour : le Québec en 2014 et l'Ontario en 2018 liaient leur système à celui de la Californie dans le cadre de la Western Climate Initiative, créant ainsi le plus grand marché du carbone en Amérique du Nord et le premier à être géré par des gouvernements infranationaux de pays différents (Wright, 2016). L'Union européenne a lié son ETS avec celui de l'Islande, de la Norvège et du Liechtenstein. Cependant, comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, le linking peut s'accompagner d'impacts économiques négatifs pour l'une ou l'autre des juridictions, voir pour les deux. Une forte différence dans les coûts marginaux de réduction (CmR), tel que c'est le cas entre les États-Unis, l'Europe et la Chine, conduit à des échanges importants de permis. Cela est susceptible de faire perdre une part significative des co-bénéfices liés aux réductions domestiques d'émission pour le pays importateur de permis et d'accroître le coût de la contrainte carbone pour les industries du pays exportateur, pénalisant ainsi sa compétitivité internationale. Pour ces raisons, il est difficile d'imaginer que du linking entre des ETS avec forte différence dans les CmR voient le jour sans la mise en place de mécanismes de régulation et de contrainte. Ce chapitre revient sur les perspectives offertes par l'instauration de ce qu'on appellera plus largement taux de conversion dans le cadre du linking des marchés.

Le concept de taux de conversion a reçu une attention limitée dans la littérature sur le linking des ETS. Les analyses ont eu tendance à se focaliser sur la convertibilité des différents GES pour permettre leur comparaison en termes d'impact atmosphérique ou plus récemment sur les mécanismes limitant l'afflux de crédits compensatoires tel que les quotas d'importation. La question de taux de conversion n'a pas fait l'objet d'une réflexion

particulière dans le cas d'un linking entre deux systèmes de permis négociables et encore moins dans le cas d'un linking multilatéral. Ce chapitre distingue deux types de taux de conversion, en reprenant les termes employés par Lazarus et al. (2015) : taux de change et taux de décote. Le premier mécanisme influe à la hausse ou à la baisse le prix de l'unité carbone importée. Le second va dévaloriser ou accroître la valeur qualitative du permis, c'est-à-dire que le permis importé correspondra à plus ou moins une tonne de GES réduite selon le ratio défini. Ce chapitre évalue l'impact des taux de change et taux de décote :

- sur la progression du coût total pour l'ensemble des systèmes liés, qui permet d'évaluer les avantages économiques au linking en fonction des différents niveaux de restrictions.
- sur l'évolution des quantités totales réduites ; ce critère est environnemental puisqu'il examine de quelle manière le linking affecte le niveau global de réduction des émissions.
- sur les échanges de permis entre les juridictions, qui témoigne de la faisabilité politique.
- sur la variation des coûts nationaux, qui détermine l'intérêt politique de créer l'échange.

Nous poursuivons donc notre analyse autour du triptyque d'efficacité économique, d'efficacité environnementale et d'acceptabilité politique. Pour ce faire, nous synthétisons les apports théoriques offerts par l'instauration de taux de conversion dans le cadre du linking des systèmes de permis négociables. Ainsi, nous révélons les trois principaux critères justifiant l'instauration de ces mécanismes de restriction aux échanges : limiter les flux de permis, neutraliser les comportements non-coopératifs du partenaire et réduire les impacts négatifs du linking. Nous simulons ensuite la mise en place de taux de change et de taux de décote lors de liaisons bilatérales et multilatérales entre la Chine, les États-Unis et l'Union européenne. Ce cas d'étude nous permet de tirer des conclusions quant aux avantages économiques, environnementaux et politiques d'une mise en place de tels mécanismes. Nous terminons par une analyse de sensibilité de nos résultats à une modification de production de richesse à 2030 pour les trois pays.

<p>A noter que ce chapitre a fait l'objet d'un article co-rédigé avec Sandine Mathy et soumis à la revue <i>Climate Policy</i> qui a demandé des révisions.</p>
---

## **5.1 Les perspectives offertes par les taux de conversion**

Dans cette section nous définissons tout d'abord les mécanismes de restriction puis nous réalisons une analyse des travaux théoriques sur les taux de conversion. Nous examinons ensuite de manière analytique les conséquences sur les coûts nationaux, totaux et sur les quantités de GES réduits de l'introduction de taux de change ou de taux de décote.

### **5.1.1 La définition des mécanismes de restrictions à l'échange de permis**

L'idée de mettre en place des mécanismes de restriction aux échanges de permis n'est pas nouvelle. L'utilisation de ces mécanismes a été initialement préconisée pour tenir compte de l'hétérogénéité des polluants. Montgomery (1972) définit ainsi un vecteur d'émission afin de comparer des sources différentes d'émissions. Selon l'auteur, si les dommages causés par la pollution diffèrent d'une source à l'autre, les permis ne devraient pas simplement être échangés de « un pour un ». Il propose donc un taux de substitution entre les types de polluants atmosphériques afin de maintenir l'effet sur la qualité de l'aire. Pour cela, une augmentation unitaire d'une source doit être compensée par une réduction plus ou moins importante dans une autre source. Holland et Yates (2015) vont définir des ratios optimaux entre pays qui permettraient de compenser à la fois l'asymétrie d'information et les sources d'émissions différenciées à la Montgomery. Førsund et Nævdal (1998) avaient également étudié la mise en place de ratios exogènes entre ETS, mais dans le but de compenser l'effet localisation des rejets de polluant. Ils considèrent que le rapport coût-efficacité ne peut généralement pas être atteint avec les échanges commerciaux de permis, car la répartition des réductions n'est pas neutre en ce qui concerne l'impact environnemental. Ils concluent qu'un ratio sur la valeur de la réduction permet de maintenir une équivalence entre les dommages environnementaux et de profiter de gains économiques.

Aux débuts des années 2000, l'hypothèse de l'utilisation de quotas d'importation a également été examinée comme mécanisme de restriction aux échanges. Le but étant de plafonner le nombre de permis provenant d'autres administrations qui peuvent être utilisés pour la conformité réglementaire. Il existe plusieurs possibilités pour formuler cette limite : elle peut être exprimée comme une fraction du total des obligations de conformité qu'une entité peut racheter ou elle peut être exprimée en valeur absolue. Elle a notamment été étudiée pour restreindre la part des crédits issue du mécanisme pour un développement propre (Anger et al., 2007; Betz et Sato, 2006; De Sépibus, 2008; Forner et Jotzo, 2002; Klepper et Peterson,

2006; Vasa, 2011). Cette limite quantitative d'unités importées est d'ailleurs appliquée dans la plupart des systèmes de permis d'émission en fonctionnement. En effet, l'utilisation des restrictions commerciales a été largement utilisée sur les marchés concernant l'achat des crédits compensatoires (voir section 1.2.3.1 du chapitre 1).

Toutefois ces mécanismes de restriction aux échanges ne permettent pas de résoudre l'une des plus grandes difficultés observées dans le chapitre précédent : l'absence d'incitation pour la Chine à lier son système à un système européen ou américain. C'est ainsi que nous concentrons notre analyse sur deux types de mécanismes : les taux de change et les taux de décote. Si nous reprenons la définition faite par Marcu (2015), une unité de carbone peut avoir trois valeurs : une valeur d'atténuation (VA), une valeur de conformité (VC) et une valeur financière (VF). La première correspond à la quantité réelle d'émissions de GES évitées. La seconde définit combien de tonnes de réduction sont nécessaires pour valider une unité pour la conformité. La dernière valeur est déterminée par le prix de l'unité. Les taux de décote et de change correspondent respectivement à une modification de la VF et de la VC.

Le taux de change apprécie donc la valeur financière d'une unité de carbone évitée. Il augmente le prix de la tonne de GES réduite pour les entités étrangères importatrices de permis. Cette option se justifie notamment pour la Chine qui ne capte qu'un faible gain économique au linking. Ainsi, par la mise en place d'un taux de change, la rente tirée de la vente d'une unité de carbone aux pays développés serait accrue. Au cours des premières années d'existence du Mécanisme de développement propre, la Chine, en tant que fournisseur dominant, a fait passer le prix d'environ 3\$/tCO<sub>2</sub> à 8\$/tCO<sub>2</sub> pour obtenir une part plus importante de l'avantage. De cette manière nous pouvons facilement envisager que le pays mette en place un ratio majorant le prix des unités exportées pour profiter davantage du linking. Les taux de change permettent l'utilisation des unités d'un territoire pour assurer la conformité dans un autre territoire, mais avec un réajustement de sa valeur financière. Cela conserve la fongibilité des permis et garantit leur libre circulation d'un ETS à l'autre.

Les taux de décote dévaluent la valeur de conformité d'une unité importée d'une autre juridiction. Ils comportent un facteur de conversion, de telle sorte que plus d'une unité d'un autre territoire soit nécessaire pour répondre à la conformité dans son propre territoire. Le taux de décote n'est pas un concept nouveau. Il a été appliqué pour la première fois au titre du « Clean Air Act Amendments » des États-Unis afin de promouvoir les réductions dans les zones les plus polluées. Le ratio dévaluait la valeur d'une réduction effectuée dans une zone

moins tendue en termes de particules fines afin d'inciter les efforts d'atténuation dans les collectivités les plus touchées par la pollution à l'ozone (Schatz, 2007).

De la même manière, l'actualisation de la valeur des crédits MDP (Mécanisme pour un Développement Propre) est proposée comme un outil pour garantir la promotion de réductions nettes d'émissions Michaelowa (2008) qui pourrait varier selon les types de projets, comme l'a suggéré (Chung, 2007). Ainsi, les projets présentant d'importants avantages en matière de développement durable ou faisant appel à des technologies innovantes seraient favorisés, tandis que ceux présentant un effort de réduction discutable pourraient être dévalués (Castro et Michaelowa, 2010). En effet, le taux de décote réduit la quantité de crédits attribuée en rapport aux tonnes d'émission supposées avoir été évitées. Cela permet de sauvegarde l'intégrité environnementale. Il s'agissait d'une réponse à la critique selon laquelle il est très difficile d'identifier si les actions prises pour réduire les émissions de GES viennent s'ajouter ou aurait eu lieu, même sans l'octroi d'un crédit MDP (Bakker et al., 2010). Ainsi pour répondre aux limites soulevées par les crédits compensatoires quant à leur intégrité environnementale et limiter les effets d'aubaine, la France avait introduit une décote de 10% sur les quantités de réduction obtenues au travers des projets de MOC (Mise en Œuvre Conjointe). Les taux de décote sont donc mis en place par le pays importateur, de telle manière à réduire la valeur qualitative des permis achetés à une autre juridiction. Trois éléments différencient donc les taux de change et taux de décote dans leur construction :

- L'impact sur le type de valeur de l'unité de carbone. Tandis que le taux de change augmente sa valeur financière, le taux de décote diminue sa valeur de conformité. En d'autres termes, le premier rehausse le prix du permis, le second appelle à réduire plus d'une tonne de GES pour valider une tonne pour la conformité.
- L'acteur à l'origine de la mise en place du taux de conversion. Le ratio sur les prix est plus sensiblement instauré par le pays exportateur de permis qui souhaite tirer une rente plus importante de la vente d'unité de réduction. La dévaluation de la VC viendra du pays importateur qui souhaite renforcer l'intégrité environnementale.
- Les conséquences sur les prix des permis. Avec le taux de change, les prix sur les deux marchés liés ne sont pas homogènes ; il conserve une différence de coûts marginaux de réduction. Le taux de décote permet un nivellement des valeurs financières des unités de carbone entre les juridictions. Il y a dans ce cas un prix unique et international des permis.

## 5.1.2 Analyse de la littérature académique sur les taux de conversion

Nous analyserons à partir de la littérature académique, les principaux arguments justifiants ou contestants la mise en place de taux de conversion. Pour cela, nous réalisons une analyse d'impacts des mécanismes de restriction sur les principaux critères influençant la décision de linking retenus dans le chapitre précédent. En d'autres termes, nous examinons leurs conséquences sur la différence relative des coûts marginaux de réduction entre les pays, sur le niveau de proximité structurelle entre les ETS et sur la capacité de coalition des gouvernements. Nous rappelons que nous avons retenu un quatrième critère susceptible d'influencer un accord international d'échange de permis entre des ETS, le nombre de systèmes en fonctionnement, mais les taux de conversion n'ayant pas d'impacts directs sur celui-ci, nous nous concentrons sur les trois premiers critères.

### *5.1.2.1 Limiter les flux pour limiter la perte de co-bénéfices due aux différences importantes de CmR*

Rappelons d'abord qu'un différentiel de coûts marginaux de réduction (CmR) élevé entre deux juridictions qui décident de lier leur système entraîne des flux de permis et des flux financiers importants. Cela est susceptible de poser des problèmes d'acceptabilité politique pour le pays importateur, d'autant plus qu'il perd une part non négligeable des co-bénéfices<sup>22</sup> attendus par les réductions d'émissions de GES (Bodansky et al., 2014).

Kollmuss et Lazarus (2011) ont analysé plus spécifiquement le taux de décote et mettent en avant sa capacité à limiter les échanges de permis et ainsi à prioriser des réductions sur le territoire afin de favoriser les avantages à long terme pour le pays. Burtraw et Woerman (2013) ont observé qu'un full linking (une liaison sans restriction aux échanges de permis) entre le marché californien et le marché RGGI conduirait à une hausse de 80% de la valeur carbone sur le marché RGGI. Ils considèrent ainsi que le linking se ferait au détriment des consommateurs du marché RGGI qui verraient le prix de l'électricité augmenter. C'est pourquoi Burtraw et Woerman (2013) étudient l'application d'un taux de change de 3 contre 1 afin de limiter l'envolée des prix de la tonne de CO<sub>2</sub>. Ils concluent que les gains à l'échange seraient mieux partagés lors de la mise en place de ce mécanisme de restriction aux échanges.

---

<sup>22</sup> Voir chapitre 4. Les co-bénéfices correspondent aux gains liés aux réductions domestiques tels que la diminution des pollutions locales et la pénétration des innovations technologiques.

Plus récemment, dans le cadre de l'initiative NCM<sup>23</sup> de la Banque Mondiale, Enerdata (Cail et Cassisa, 2016) décrit l'impact des taux de conversion sur les réductions échangées dans le cadre d'un accord de libre échange des permis d'émission CO<sub>2</sub> entre des ETS chinois et sud-coréen. À partir du modèle POLES, l'analyse montre qu'un taux de décote de deux pour un (deux tonnes de GES réduites en Chine comptabilisant pour une tonne en Corée du Sud) permet de réduire la part de l'objectif sud-coréen réalisé par l'importation de permis. En effet dans le cas d'un full linking<sup>24</sup>, la Corée du Sud achèterait 68% de ses réductions d'émissions en Chine, alors qu'avec ce taux de décote, les importations tombent à 47%. Cela permet également d'augmenter le niveau global de réduction de 6% tout en réduisant le coût total de la politique de 41% par rapport à des marchés séparés.

Bien que les taux de conversion répondent à des préoccupations qui sont au premier plan dans les débats sur le linking des ETS, ils ne sont pas sans inconvénients. Ils risquent de créer des distorsions de concurrence et de l'inefficacité économique notamment, car ils entravent le recours à des mesures plus efficaces et moins coûteuses et déconnectent le prix de la tonne de CO<sub>2</sub> réduite importée et le coût réel de la réduction (Kollmuss et Lazarus, 2011). Quemin et de Perthuis (2017) estiment que ces restrictions compromettent la rentabilité du système et devraient donc être utilisées comme un mécanisme transitoire vers le full linking (voir également Quemin, 2017). Les mécanismes de restriction aux échanges de permis peuvent permettre de tester les effets du linking tout en contenant sa portée et son impact. Ils permettent également de stimuler la coopération et de fournir plus de temps et de flexibilité pour contourner les obstacles au linking (voir également la liaison graduelle ou « linking by degree » de (Burtraw et al., 2013)).

---

<sup>23</sup> « Networked Carbon Markets initiative » est un programme visant à faciliter l'établissement de liens entre des systèmes de permis négociables.

<sup>24</sup> Le terme de full linking sera utilisé tout au long du chapitre pour définir un accord d'échange de permis d'émissions CO<sub>2</sub> entre deux juridictions, ou plus, sans mise en place de mécanisme de restriction à ces échanges. Cela correspond à une circulation des permis entre les ETS, aucun taux de conversion n'est appliqué.



### ***5.1.2.2 Neutraliser les comportements non-coopératifs et accroître le niveau de coopération***

Dans le contexte bottom-up de l'Accord de Paris, un autre enjeu sous-jacent aux conditions de la mise en place d'accords de linking entre systèmes de permis négociables renvoie à l'ambition relative des plafonds d'émissions dans chacun des systèmes. En effet, comme les contributions sont déterminées au niveau national, les gouvernements peuvent développer des comportements stratégiques non coopératifs pour accroître les flux financiers et récupérer ainsi la rente carbone liée à la vente de permis d'émission (Rehdanz et Tol, 2005; Warnecke et al., 2014). Contrairement aux biens traditionnels, qui ont une valeur intrinsèque, la valeur d'un permis est déterminée uniquement par sa rareté, résultat des objectifs de réduction défini par les gouvernements. Ainsi, un pays avec de faibles coûts marginaux de réduction est incité à accroître les quantités de permis allouées afin d'en faire diminuer le prix pour permettre plus d'exportation vers la juridiction partenaire. Kollmuss et Lazarus (2011) présentent les taux de décote comme un moyen de réduire les risques et incertitudes sur le partenaire en limitant les bénéfices exceptionnels et les incitations perverses à la surallocation de permis. Bento et al., (2015) tiraient les mêmes résultats à partir d'une analyse de mécanismes de restriction aux importations de crédits compensatoires. À l'instar de nombreux travaux effectués sur les taux de conversion, la réflexion porte sur des transferts entre des secteurs non-réglementés et réglementés.

Même si leur papier se concentre sur la création de crédits de compensation internationaux et non sur une situation d'échanges de quotas entre deux ETS, les résultats tirés de cette analyse apportent des informations transposables au contexte du linking. Ils présentent une évaluation de l'efficacité relative de trois instruments pour réguler l'afflux de crédits compensatoires dans un système de permis négociables : (i) le renforcement des règles d'évaluation des émissions pour les secteurs non plafonnés, (ii) le taux de décote qui demande aux secteurs non plafonnés d'apporter plus d'une unité d'émissions pour que celle-ci soit équivalente à une unité pour les entités participantes à l'ETS et (iii) la limite quantitative sur l'utilisation des compensations pour la conformité dans le secteur couvert. Ils concluent de la prévalence du second mécanisme sur les deux autres en termes d'efficacité environnementale et d'efficacité économique pour limiter les échanges de permis. En effet, le taux de décote est préférable à une limite quantitative, car il permet d'accroître les réductions totales et ce mécanisme apparaît moins coûteux que le renforcement du contrôle. Les ratios sur la valeur qualitative des quotas ont l'avantage d'avoir une incidence positive sur les réductions de GES.

### 5.1.2.3 Réduire les effets de différences structurelles conflictuelles

Selon Kollmuss et Lazarus (2011) le taux de décote peut être conçu pour répondre aux désaccords concernant les secteurs et les GES inclus dans le système partenaire. C'est particulièrement le cas pour les projets de gestion forestière où les méthodes de calculs sont soumises à de grandes incertitudes. C'est plus largement le cas lorsque les instruments MRV<sup>25</sup> d'une juridiction ne sont pas totalement fiables ou lorsqu'il y a de fortes incertitudes sur le scénario de référence du partenaire. L'application d'un ratio sur la valeur qualitative du permis pourrait ainsi être utilisée comme un facteur de prudence pour traiter le risque potentiel d'erreurs méthodologiques ou de gonflement volontaire ou involontaire de la quantification des émissions réduites.

Les taux de conversion pourraient également être un moyen pour prendre en considération les différentiels d'ambition. En ce sens, Aldy (2015) et l'initiative « Networked Carbon Markets » développée par la Banque Mondiale Marcu (2015) cherchent à définir un ratio, propre à chaque marché, qui serait utilisé pour favoriser l'acceptation du linking en rendant comparable la valeur des réductions<sup>26</sup>. En d'autres termes, les auteurs ont pour but de définir un taux « t » permettant de dire qu'une tonne de GES réduite dans un système équivaut à « t » tonne dans le système partenaire. Cette valeur pourrait être fonction d'un certain nombre de facteurs tels que le niveau d'effort annoncé et/ou réalisé, les caractéristiques de l'économie (notamment la forme de la courbe de coût marginal de réduction), la viabilité des mécanismes MRV, etc. Heister, (2016) propose également que cette valeur reflète la contribution à l'effort global de réduction des émissions. Il propose ainsi une matrice de taux de conversion bilatéraux entre les différents pays basés sur l'ambition relative de leur contribution au regard de l'objectif global de limitation du réchauffement climatique en deçà de 2°C. Sa proposition repose sur une vision normative de ce que devrait être une distribution juste des réductions d'émissions. Les critères considérés sont la responsabilité historique, la capacité économique, le niveau de développement du pays et les coûts relatifs d'actions de réduction des émissions. Avec une telle table de conversion<sup>27</sup>, un pays peut choisir entre importer un permis qui vaut X fois le sien avec  $X > 1$  si le pays exportateur présente une

---

<sup>25</sup> « Measurement, Reporting and Verification » est un système d'évaluation, de déclaration et de contrôle des émissions de GES émises par une entité (voir le Chapitre 1- pour plus de détails).

<sup>26</sup> Voir la question de la comparabilité des efforts dans l'article de (Aldy and Pizer, 2014)

<sup>27</sup> Avec les critères considérés par Heister (2016), 1 tonne de réductions en Europe correspondrait à 1,26 tonne en Chine, et 1,69 tonne aux USA.

contribution moins ambitieuse ou  $Y$  fois la valeur de ses permis avec  $Y < 1$  si la contribution du pays exportateur a une ambition plus élevée que celle de la sienne.

De plus, les taux de conversion devraient, selon Kollmuss et Lazarus (2011), permettre aux décideurs de fixer le ratio d'une manière à s'adapter aux évolutions réglementaires du partenaire et aux variations de prix des permis. Or, Lazarus et al. (2015) jugent qu'ajuster au fil du temps les ratios se heurte à plusieurs contraintes. Une fois les marchés liés, il devient difficile d'observer ce que les prix relatifs des permis seraient en l'absence d'échanges de permis et donc l'effet de ces ratios sur les flux et les prix. De plus, la fréquence et les méthodes d'ajustements nécessitent un accord politique. Ils concluent qu'il semble très difficile de justifier l'évolution des taux de conversion si ce n'est pour parvenir progressivement au full linking, surtout dans le cas où ce ne serait pas un organisme international indépendant qui fixerait les ratios. Schneider et al. (2017) ajoutent que l'évolution des taux de conversion augmenterait l'incertitude pour les entités réglementées et risquerait de miner les investissements de long-terme.

### **5.1.3 Réflexion analytique sur les taux de conversion dans un modèle à deux acteurs**

Nous présentons dans cette partie une description analytique du fonctionnement des taux de change et des taux de décote dans le cadre de la mise en place d'accord de linking entre des systèmes de permis négociables. Pour cela, nous considérons deux juridictions A et B dont les objectifs de réduction des émissions de GES sont respectivement  $q_A$  et  $q_B$ . Les coûts marginaux de réduction des émissions dans chacune de ces juridictions s'écrivent :  $Cm_A(q) = a \cdot q^2$  et  $Cm_B(q) = b \cdot q^2$ , avec  $a > b$ . Les prix sur chacun des marchés sont équivalents aux coûts marginaux (chaque pays constituant une bulle). Les prix dans la juridiction A sont plus élevés que dans la juridiction B soit  $p_A = a \cdot q_A^2 > p_B = b \cdot q_B^2$  dans le cadre de marchés séparés ; en d'autres termes  $Cm_A(q_A) > Cm_B(q_B)$ .

Les coûts nationaux sont matérialisés par  $CN_A$  et  $CN_B$  pour la juridiction A et B. Ils sont définis comme l'intégrale de 0 à l'objectif de réduction. Le coût total (CT) est la somme des coûts nationaux.

Les calculs se présentent comme suit :

$$CN_A = \int_0^{q_A} Cm_A(q) \cdot dq = \left[ \frac{a \cdot q^3}{3} \right]_0^{q_A} = \frac{a \cdot q_A^3}{3}$$

$$CN_B = \int_0^{q_B} Cm_B(q) \cdot dq = \left[ \frac{b \cdot q^3}{3} \right]_0^{q_B} = \frac{b \cdot q_B^3}{3}$$

$$CT = CN_A + CN_B = \frac{a \cdot q_A^3}{3} + \frac{b \cdot q_B^3}{3}$$

### 5.1.3.1 Full linking

Dans le cadre de marchés liés sans restriction, l'efficacité économique provient de l'égalisation des coûts marginaux sur les deux marchés. Dans ce cas, en notant<sup>28</sup>  $x^{FL}$  la quantité de permis que la juridiction A achète à la juridiction B,  $x_{FL}$  à l'équilibre, vérifie l'équation :  $Cm_A(q_A - x^{FL}) = Cm_B(q_B + x^{FL})$ , soit  $a \cdot (q_A - x^{FL})^2 = b \cdot (q_B + x^{FL})^2$ .

Les quantités de permis que la juridiction A achète à B ne peuvent être supérieures à son objectif de réduction, donc la résolution de l'équation du second degré en  $x$  est conduite avec la condition suivante  $0 < x^{FL} < q_A$ . Nous parvenons à la solution :

$$x^{FL} = \frac{\sqrt{a} \cdot q_A - \sqrt{b} \cdot q_B}{\sqrt{a} + \sqrt{b}}$$

Le prix d'équilibre  $p^{FL}$  vérifie  $p^{FL} = Cm_A(q_A - x^{FL}) = ab \cdot \left[ \frac{(q_A + q_B)}{\sqrt{a} + \sqrt{b}} \right]^2$ .

Le coût national pour A est donc équivalent à l'intégrale des quantités réduites (correspondant à l'objectif de réduction moins les quantités de permis importées) plus le coût d'importation des permis. Pour B, le coût national est le résultat de la somme des coûts pour atteindre une quantité de réduction de GES équivalent à l'objectif de réduction et aux quantités destinées à l'exportation, moins la rente issue de la vente de permis. Le coût total est toujours la somme de ces coûts nationaux.

<sup>28</sup> Nous avons choisi de noter  $x_{FL}$ ,  $x_{ER}$  et  $x_{DR}$  les quantités échangées en Full Linking, avec un taux de change (Exchange Rate) et avec un taux de décote (Discount Rate).

Nous définissons  $CN_A^{FL}$ ,  $CN_B^{FL}$  et  $CT^{FL}$

$$CN_A^{FL} = \int_0^{q_A - x^{FL}} Cm_A(q) \cdot dq + p^{FL} \cdot x^{FL} = \left[ \frac{a \cdot q^3}{3} \right]_0^{q_A - x^{FL}} + p^{FL} \cdot x^{FL} = CN_A + \frac{a \cdot x^{FL^2}}{3} \cdot [2 \cdot x^{FL} - 3 \cdot q_A]$$

$$CN_B^{FL} = \int_0^{q_B + x^{FL}} Cm_B(q) \cdot dq - p^{FL} \cdot x^{FL} = \left[ \frac{b \cdot q^3}{3} \right]_0^{q_B + x^{FL}} - p^{FL} \cdot x^{FL} = CN_B - \frac{b \cdot x^{FL^2}}{3} \cdot [3 \cdot q_B + 2 \cdot x^{FL}]$$

$$CT^{FL} = CN_A^{FL} + CN_B^{FL} = CN_A + CN_B - \left[ \frac{a \cdot x^{FL^2}}{3} \cdot [3 \cdot q_A - 2 \cdot x^{FL}] + \frac{b \cdot x^{FL^2}}{3} \cdot [3 \cdot q_B + 2 \cdot x^{FL}] \right]$$

Comme les quantités échangées sont toujours inférieures à l'objectif de réduction de A (soit  $q_A > x^{FL}$ ) alors  $2 \cdot x^{FL} - 3 \cdot q_A < 0$  et  $-(3 \cdot q_B + 2 \cdot x^{FL}) < 0$  donc les coûts sur chacun des marchés dans le cas d'un *full linking* sont toujours inférieurs aux coûts sur les marchés séparés. La quantité d'émissions réduite est inchangée par rapport au cas de marchés séparés et est égale à  $Q^{FL} = q_A + q_B$

### 5.1.3.2 Linking avec taux de change

Nous rappelons que le taux de change, apprécie la valeur financière d'unité de carbone. Il augmente le prix de la tonne de GES réduite pour les entités étrangères importatrices de permis. Nous considérons donc un taux de change  $i$  entre les deux juridictions. Dans ce cas, un permis dans la juridiction B est acheté par la juridiction A au prix de  $i \cdot p_B^{ER}$ . Alors l'équilibre est modifié par rapport à une situation de full linking. La juridiction A achète des permis à B tant que le prix sur le marché A est supérieur au prix sur B enrichi par le taux de change, soit  $Cm_A(q_A - x) \geq i \cdot Cm_B(q_B + x)$ .

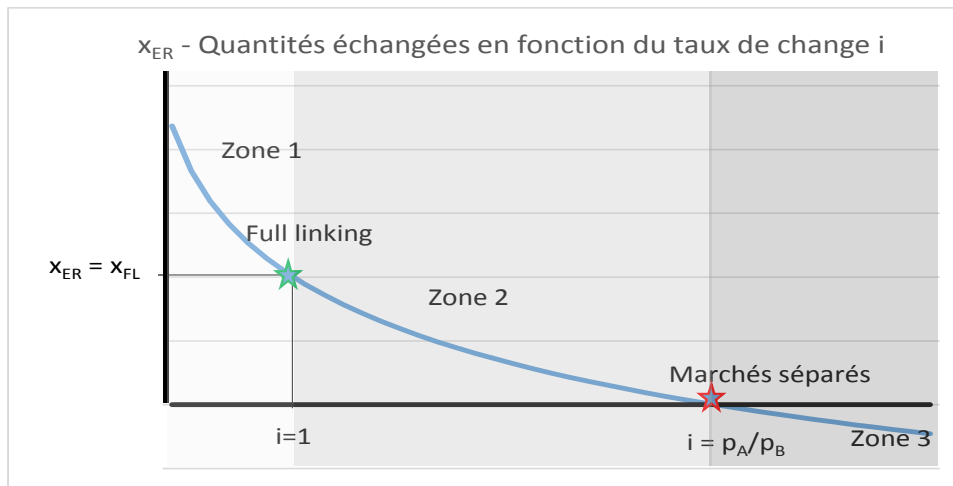
À l'équilibre,  $Cm_A(q_A - x) = i \cdot Cm_B(q_B + x)$  soit  $a \cdot (q_A - x)^2 = i \cdot b \cdot (q_B + x)^2$ .

L'équation du second degré en  $x$  conduit, avec la condition  $x < q_A$  car A ne peut importer plus de permis que son objectif de réduction, à la solution :

$$x^{ER}(i) = \frac{\sqrt{a} \cdot q_A - \sqrt{ib} \cdot q_B}{\sqrt{a} + \sqrt{ib}}$$

$x^{ER}$  est une fonction décroissante de  $i$  et  $x^{ER}\left(\frac{p_A}{p_B}\right) = 0$  (voir en annexe la Démonstration 1) tel que la matérialise la Figure 21.

**Figure 21 : Quantités échangées en fonction du taux de change  $i$**



Source : l'auteur pour une représentation des résultats analytiques

Deux valeurs pivots de  $i$  apparaissent (voir Figure 21 qui présente l'évolution des quantités échangées en fonction de l'évolution du taux de change). Premièrement lorsque  $i = 1$ , la situation correspond à un full linking. Deuxièmement, lorsque  $i = \frac{p_A}{p_B}$ , c'est-à-dire lorsque le taux de change est équivalent au rapport des prix, alors il n'y a pas d'intérêt à échanger des permis. De part et d'autre de ces valeurs pivots, trois zones sont distinctes :

- Dans la zone 1,  $i < 1$ , l'application du taux de change reviendrait à diminuer davantage les prix de la juridiction B pour les importations de permis dans la juridiction A. Ce cas ne nous intéresse pas ici puisqu'il augmente les échanges. Le taux de change ne serait donc plus un mécanisme de restriction et accentuerait les problèmes soulevés dans le chapitre précédent.
- Dans la zone 2,  $1 < i < \frac{p_A}{p_B}$ , les permis émis par B coûtent moins cher que les réductions d'émissions réalisées dans le système A. Dans ce cas, il y a échange de permis entre les deux juridictions, donc une partie des réductions nécessaires dans la juridiction A est atteinte par l'importation de permis.
- Dans la zone 3,  $i > \frac{p_A}{p_B}$ , les permis de B coûtent, avec l'application du taux de change, plus cher que les réductions d'émissions dans la juridiction A. L'importation de quotas de B vers A n'est pas intéressante pour A.

Nous concentrons donc notre analyse sur le second intervalle correspondant à 1 et le rapport des prix ( $1 < i < \frac{p_A}{p_B}$ ).

La quantité d'émissions réduite est inchangée par rapport au cas de marchés séparés et est égale à  $Q^{ER} = q_A + q_B$ .

Le prix d'équilibre  $p_A^{ER} = i.p_A^{ER}$ . Il vérifie donc :

$$p_A^{ER} = Cm_A(q_A - x^{ER}) = iab \cdot \left[ \frac{(q_A + q_B)}{\sqrt{a} + \sqrt{ib}} \right]^2$$

Les coûts nationaux sont toujours le résultat du coût de la quantité total réduite dans la juridiction plus ou moins l'achat ou la vente de permis et s'écrivent :

$$CN_A^{ER} = \int_0^{q_A - x^{ER}} Cm_A(q) \cdot dq + p^{ER} \cdot x^{ER} = \left[ \frac{a \cdot q^3}{3} \right]_0^{q_A - x^{ER}} + p^{ER} \cdot x^{ER} = CN_A + \frac{a \cdot x^{ER^2}}{3} \cdot [2 \cdot x^{ER} - 3 \cdot q_A]$$

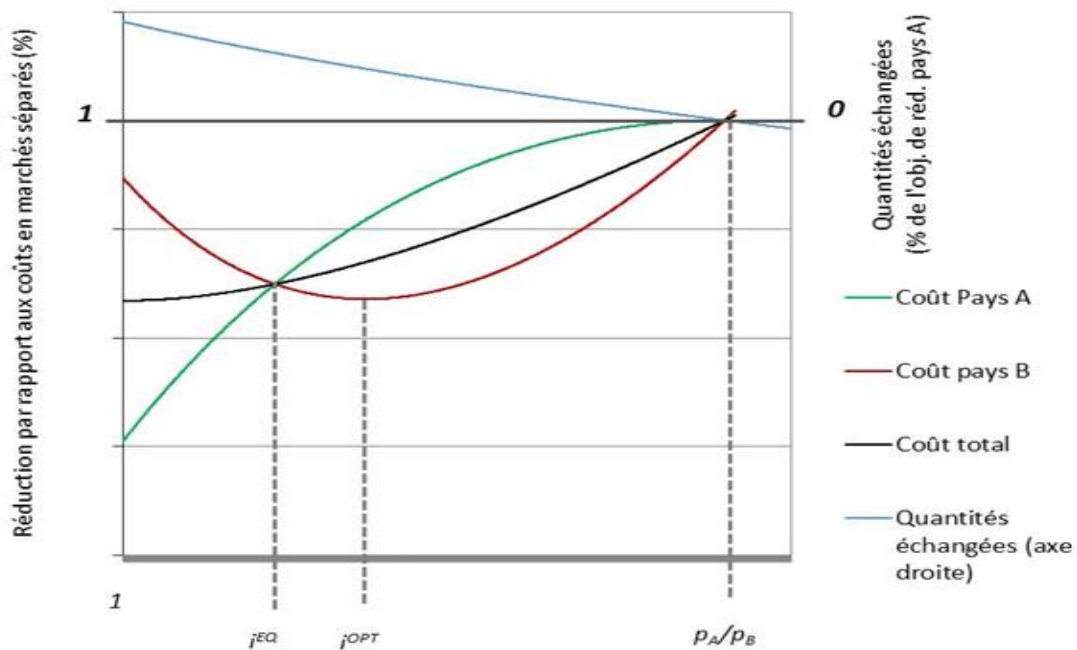
$$CN_B^{ER} = \int_0^{q_B + x^{ER}} Cm_B(q) \cdot dq - p^{ER} \cdot x^{ER} = \left[ \frac{b \cdot q^3}{3} \right]_0^{q_B + x^{ER}} - p^{ER} \cdot x^{ER} = CN_B - \frac{b \cdot x^{ER^2}}{3} \cdot [3 \cdot q_B + 2 \cdot x^{ER}]$$

Le coût total est la somme des coûts nationaux. Dans ce cas il est une fonction croissante en  $i$  et négative pour l'intervalle que nous avons retenu (voire Démonstration 2 en annexe) :

$$CT^{ER} = CN_A^{ER} + CN_B^{ER} = CN_A + CN_B - \left[ \frac{a \cdot x^{ER^2}}{3} \cdot [3 \cdot q_A - 2 \cdot x^{ER}] + \frac{b \cdot x^{ER^2}}{3} \cdot [3 \cdot q_B + 2 \cdot x^{ER}] \right]$$

Dans la Figure 22 nous affichons les quantités de permis importées par A en fonction de son objectif de réduction. Nous indiquons également la variation du Coût National (CN) pour la juridiction A et B en pourcentage du coût national avant linking. On constate ainsi une amélioration de l'efficacité économique suite au linking, en dépit du taux de change, par rapport à la segmentation des systèmes de permis négociables. Nous indiquons également l'évolution du coût total (CT) relativement au CT lorsque les marchés fonctionnent de manière isolée.

**Figure 22 : Taux de change et évolution des quantités échangées, des CN et du CT**



Source : l'auteur pour une représentation des résultats analytiques

Nous démontrons les résultats de la représentation de la Figure 22 en annexe dans la Démonstration 3. Nous constatons que pour des valeurs de  $i$  comprises entre 1 et  $\frac{p_A}{p_B}$  :

- Le coût pour la juridiction A est croissant avec les valeurs de  $i$ , mais toujours inférieur au coût sans linking. Le coût minimal correspond à  $i = 1$  équivalent à un full linking. Lorsque  $i$  prend la valeur  $\frac{p_A}{p_B}$ , le coût est égal à un coût sans linking.
- Le coût pour la juridiction B est décroissant puis croissant, mais il est également inférieur au coût sans linking. Il existe une plage de valeurs de  $i$  :  $[1, i_B^*]$  avec  $i_B^* < \frac{p_A}{p_B}$  pour lesquelles le coût de B est inférieur au coût d'un full linking. Le coût est minimal en  $i^{opt}$ .
- Le coût total est croissant en  $i$  et minimal pour  $i = 1$  correspondant à une situation de full linking. Ce coût reste néanmoins inférieur à une situation de marchés séparés.

En définitive, la mise en place d'un taux de change, compris entre 1 et le rapport des prix, permet d'avoir des coûts nationaux inférieurs aux CN lorsque les marchés fonctionnent de manière isolée. Le linking avec taux de change améliore l'efficacité économique pour les deux juridictions. Étant donné qu'il y a un avantage économique pour les deux pays, le CT est également inférieur à un full linking.



On observe deux points intéressants du taux de change : il peut accroître les bénéfices tirés de la coopération pour la juridiction B et il existe une valeur de taux de change qui permet d'égaliser le pourcentage de gains issu de l'échange. Le taux de change peut ainsi garantir une réduction des coûts nationaux équivalents pour les deux systèmes concernés par l'accord. À noter qu'il n'y a pas une homogénéisation des prix sur les deux marchés. En effet le taux de change conserve une déconnexion des valeurs du carbone.

### 5.1.3.3 *Linking avec taux de décote*

Nous rappelons que les taux de décote dévaluent la valeur de conformité d'une unité importée d'une autre juridiction. Nous considérons un taux de décote  $\rho$  sur les permis émis par la juridiction B et exportés vers la juridiction A. Dans ce cas  $\rho$  réductions d'émissions de B sont nécessaires pour être comptabilisées comme un permis dans la juridiction A. L'équilibre est modifié par rapport à une situation de full linking.

La juridiction A achètera des permis tant que  $Cm_A (q_A - x) \leq Cm_B (q_B + \rho \cdot x)$

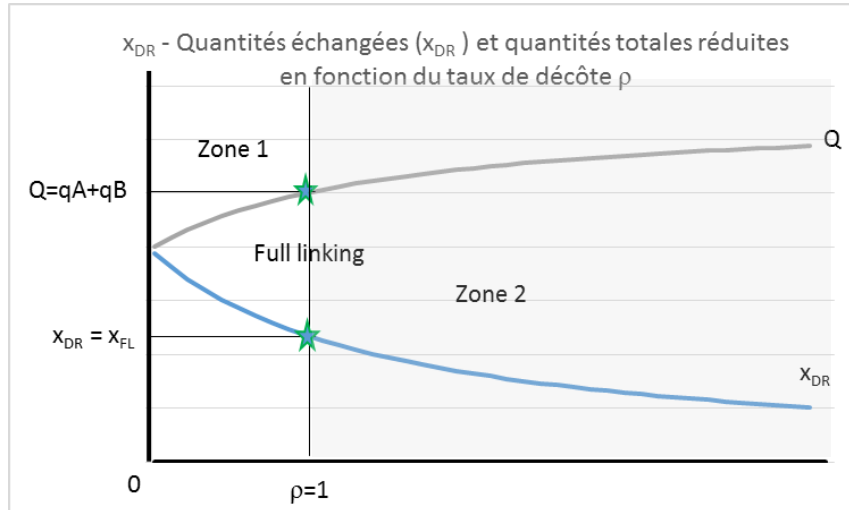
À l'équilibre,  $Cm_A (q_A - x^{DR}) = Cm_B (q_B + \rho \cdot x^{DR})$ , ce qui correspond à l'équation  $a \cdot (q_A - x^{DR})^2 = b \cdot (q_B + \rho \cdot x^{DR})^2$ .

L'équation du second degré en  $x^{DR}$  conduit avec la condition à la solution  $0 < x^{DR} < q_A$  :

$$x^{DR} = \frac{\sqrt{a} \cdot q_A - \sqrt{b} \cdot q_B}{\sqrt{a} + \rho \sqrt{b}}$$

Les permis importés  $x^{DR}$  diminuent avec l'augmentation de  $\rho$ . En effet, plus  $\rho$  augmente, plus la juridiction A doit acheter des réductions de la juridiction B pour comptabiliser une unité réduite. En d'autres termes, plus  $\rho$  augmente, plus l'importation d'un permis de B coûte cher à A car nécessite plus de réduction dans la juridiction B. Inversement dès lors que  $\rho$  est inférieur à 1, la règle est inversée et la juridiction A achète alors moins d'une tonne de réduction dans la juridiction B pour une tonne comptée dans la juridiction A (voir Figure 23). La valeur  $\rho = 1$  correspond au full linking.

**Figure 23 : Quantités échangées  $x_{DR}(\rho)$  et quantités totales réduites  $Q(\rho)$**



Source : l'auteur, interprétation des résultats analytiques

À la différence de la mise en place d'un taux de change, un taux de décote n'est pas neutre du point de vue des objectifs environnementaux. Dans le cas de la mise en œuvre d'un taux de décote, si  $\rho > 1$  ( $\rho < 1$ ), la quantité totale de réductions augmente (diminue) par rapport à la somme des objectifs de chacune des juridictions (voir Figure 23). Par conséquent, nous ne prenons pas en considération  $\rho < 1$ , car nous n'envisageons pas une diminution des objectifs initiaux de réduction des émissions de GES.

Nous souhaitons conserver l'ambition environnementale minimum. Ainsi, la quantité totale réduite  $Q$  correspond à :

$$Q = (q_A - x^{DR}) + (q_B + \rho \cdot x^{DR}) = q_A + q_B + x^{DR} \cdot (\rho - 1)$$

De la même manière que les démonstrations précédentes, les coûts nationaux dans chacune des juridictions et le coût total s'écrivent :

$$CN_A^{DR} = \int_0^{q_A - x^{DR}} Cm_A(q) \cdot dq + p^{DR} \cdot \rho \cdot x^{DR} = \left[ \frac{a \cdot q^3}{3} \right]_0^{q_A - x^{DR}} + p^{DR} \cdot \rho \cdot x^{DR}$$

$$CN_B^{DR} = \int_0^{q_B + \rho \cdot x^{DR}} Cm_B(q) \cdot dq - p^{DR} \cdot \rho \cdot x^{DR} = \left[ \frac{b \cdot q^3}{3} \right]_0^{q_B + \rho \cdot x^{DR}} - p^{DR} \cdot \rho \cdot x^{DR}$$

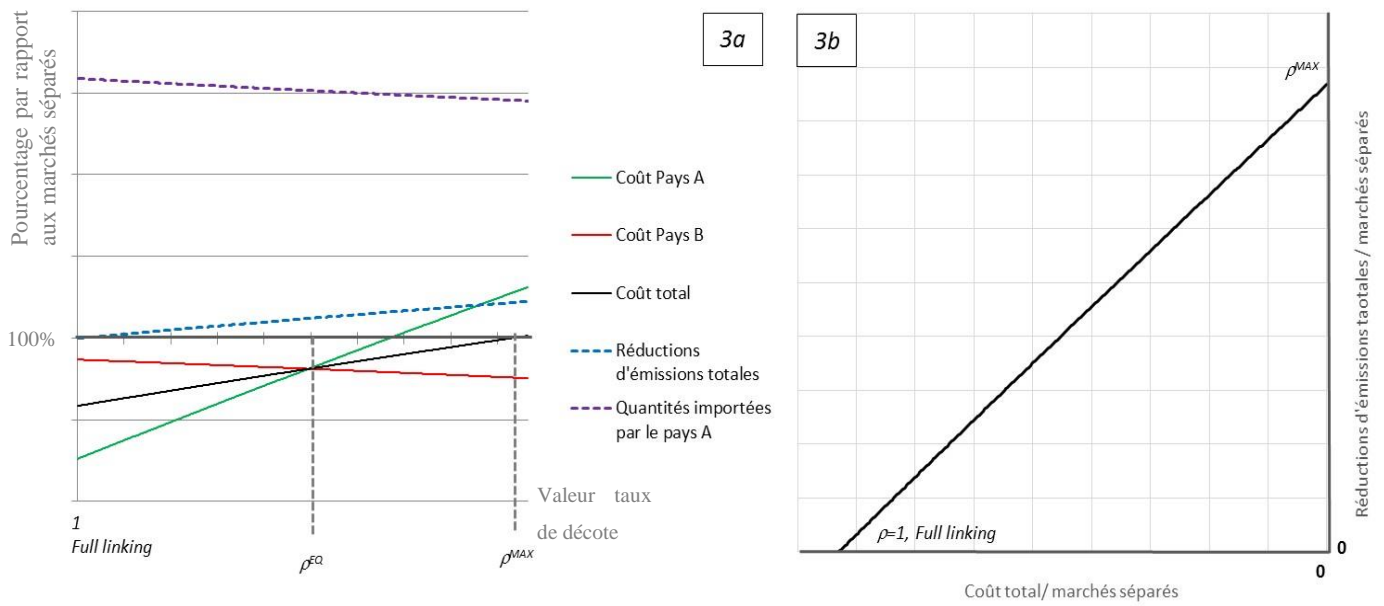
$$CT^{DR} = CN_A^{DR} + CN_B^{DR}$$

Les dynamiques de coût sont différentes du cas d'un taux de change et suivent les profils suivants (voire en annexe la Démonstration 4) pour  $\rho \geq 1$  :

- Le coût pour A est croissant avec  $\rho$ . Nous savons que le coût pour A avec un taux de décote égal à 1 correspond à un coût de full linking. Avec un taux de décote supérieur à 1, le coût pour A ne pourra pas être inférieur à ce coût. D'autre part, il existe  $\rho_A$  tel que pour  $1 \leq \rho \leq \rho_A$  le coût pour A reste inférieur au coût lorsque les marchés sont séparés. Au-delà, pour  $\rho \geq \rho_A$ , le coût pour A est supérieur au coût de marchés séparés (voir Figure 24).
- Le coût pour B est décroissant avec  $\rho$  ainsi le coût pour B est toujours inférieur au coût d'un full linking, pour  $\rho \geq 1$ .
- Le coût total est croissant selon  $\rho$ . Comme pour le cas de la mise en place d'un taux de change, il existe une plage de valeurs de  $\rho$  pour laquelle le coût total de réduction est inférieur au coût total sans linking. Le cas  $\rho = 1$  correspond au full linking. Il existe également une valeur  $\rho_{lim} > 1$  à partir de laquelle le coût total avec un taux de décote devient supérieur au coût observé dans le cas de marchés séparés.

La mise en place d'un taux de décote permet ainsi de bénéficier de gains environnementaux et économiques au niveau agrégé entre  $\rho = 1$  et  $\rho_{lim}$ . Nous affichons dans la Figure 24a, les quantités importées par A et les quantités totales réduites par rapport aux quantités en marché séparés. Nous indiquons également les coûts nationaux et le coût total pour l'ensemble des ETS toujours en fonction des coûts lorsque les systèmes fonctionnent de manière isolée (sans linking). Dans la Figure 24b, nous affichons l'arbitrage entre performance économique et amélioration environnementale d'un taux de décote. L'efficacité est indiquée par les gains entre un CT en linking et un CT lorsque les marchés sont séparés. Ainsi, plus la valeur se rapproche de zéro, plus le gain est nul. En ordonnée on note les quantités supplémentaires réduites par rapport à l'objectif de réduction. Ainsi, la Figure 24b nous indique que l'augmentation du taux de décote  $\rho$  (dans la figure on fait varier le ratio de 1 à  $\rho^{MAX}$ ), fait diminuer l'efficacité économique, mais accroît les réductions de GES. En  $\rho = 1$  les gains économiques sont maximums et les réductions d'émission équivalentes à des marchés séparés. Avec  $\rho = \rho^{MAX}$ , les quantités réduites sont bien au-dessus des objectifs initiaux mais il n'y a aucun gain économique à l'échange.

**Figure 24 : Résultats du taux de décote sur les CN, CT, quantités échangées et réduites**



Source : l'auteur, représentation des résultats du travail analytique

En définitive, le taux de décote permet dans un intervalle strict d'améliorer l'efficacité économique pour les deux juridictions par rapport à une situation sans linking. Il améliore de façon continue les gains à l'échange pour la juridiction B, mais accroît le CT et les coûts nationaux pour A par rapport au full linking. Le taux de décote à l'avantage d'augmenter les quantités totales réduites et d'aller au-delà de l'objectif de réduction choisi par les pays.

## **5.2 Étude de cas : simulations numériques des effets de l'utilisation de taux de conversion**

Dans cette section, nous analysons l'impact d'un taux de change et d'un taux de décote sur les quantités de permis échangées, les quantités d'émissions réduites, l'évolution des coûts nationaux et du coût total pour un linking bilatéral ou multilatéral entre la Chine et les États-Unis/Union européenne par rapport à une segmentation des ETS. Nous présentons dans un premier temps les hypothèses de modélisation et le scénario de référence. Nous examinons ensuite les effets du taux de change sur les résultats du linking. Nous terminons par une analyse d'impact du taux de décote sur le linking des ETS.

### **5.2.1 Les hypothèses du modèle et scénarios de référence**

#### *5.2.1.1 Hypothèses retenues pour la modélisation*

Nous conservons les hypothèses retenues tout au long de cette thèse pour nos modélisations. Nous rappelons que les objectifs de réductions inscrits dans les INDC de l'Europe, des USA et de la Chine, à l'occasion de la COP21, sont les suivants :

- 40% de réduction des émissions de GES en 2030 pour l'UE par rapport à 1990.
- De 26 à 28% de réduction des émissions de GES en 2025 pour les USA par rapport à 2005
- 60 à 65% de réduction de l'intensité carbone de la Chine en 2030 par rapport à 2005.

Dans nos simulations, les contraintes d'émissions imposées sur les secteurs concernés correspondent à ces objectifs que nous avons rapportés en valeur absolue à l'horizon 2030. La projection de l'objectif américain pour 2030 se fait par l'extrapolation du taux annuel de réduction défini par l'INDC entre 2020 et 2025, soit 2,3 %. Ceci se traduit par un objectif de réduction de 34 % en 2030 par rapport à 2005 (Hof et al., 2017). Ce résultat est cohérent avec les trajectoires de décarbonation développées par l'équipe américaine dans le cadre du projet DDPP qui estime des réductions d'émissions à 29 % en 2030 par rapport à 2010 soit 34 % si l'année de référence est 2005. Pour traduire l'objectif chinois relatif à la croissance économique en plafond d'émission, nous nous appuyons sur les projections de PIB du World Energy Outlook (International Energy Agency, 2013) et sur les simulations de trajectoires d'émissions faites avec le modèle POLES. Selon les estimations du WEO, en 2030, la Chine

devrait avoir un PIB supérieur à 34 000 milliards de dollars (constant 2005). À partir des données historiques sur les niveaux d'émissions et de richesse du pays, nous avons estimé le cap national à 11,8 Gt CO<sub>2</sub> en 2030 pour être en conformité avec les engagements de la COP 21. Cela correspond à une augmentation de 40 % de ses émissions de CO<sub>2</sub> par rapport à 2010. Cette estimation est cohérente avec le programme DDPP (IDDRI et SDSN, 2014) et le WEO de 2015 (International Energy Agency, 2015); qui placent respectivement le cap à 11,7 Gt eq CO<sub>2</sub> et 11,93 Gt eq CO<sub>2</sub>.

Pour réaliser les simulations, nous avons défini les objectifs en valeur absolue d'émissions de CO<sub>2</sub> en 2030 pour les secteurs inclus dans l'ETS. Nous considérons des systèmes de permis négociables limités aux secteurs électrique et industriel. L'intégralité des émissions issues de la production d'électricité est intégrée dans les ETS, tandis que seules les Industries Grandes Consommatrices d'Énergie (IGCE) sont réglementées<sup>29</sup>. À partir de projections des émissions des secteurs couverts par les ETS faites avec le modèle POLES nous estimons à 480 Mt eq CO<sub>2</sub>, 714 Mt eq CO<sub>2</sub> et 1546 Mt eq CO<sub>2</sub> les volumes de réductions d'émissions nécessaires pour que le SCEQE, l'USA ETS et le China ETS atteignent leur objectif à 2030.

**Tableau 17 : Récapitulatif des objectifs de réduction nationaux et pour les ETS**

	<i>INDC – objectif pour 2030</i>	<i>Cap absolu d'émission en 2030 pour l'ETS</i>
<i>USA</i>	34 % de réduction par rapport à 2005	714 Mt eq CO <sub>2</sub>
<i>Chine</i>	40 % d'augmentation par rapport à 2010	1 546 Mt eq CO <sub>2</sub>
<i>UE</i>	40% de réduction par rapport à 1990	480 Mt eq CO <sub>2</sub>

*Source : l'auteur ; d'après les informations INDC et l'outil de simulation POLES*

<sup>29</sup> Pour les USA, 73 % des émissions de l'industrie sont incluses dans l'ETS. Ce pourcentage est comparable au niveau de couverture dans le SCEQE. Pour la Chine, nous intégrons le top-1000 des industries les plus consommatrices d'énergie, soit 46% des émissions du secteur. Avec les hypothèses retenues, nous estimons à 50 %-60 % les rejets de GES, régulés par le marché de quotas dans chacune des juridictions (voir les détails dans la Figure 38 et le Tableau 26 en annexe).

### 5.2.1.2 Scénarios de référence pour l'évaluation d'impact des taux de conversion

À partir de ces hypothèses nous construisons les scénarios de référence qui correspondent à (i) une segmentation des systèmes de permis négociables, (ii) un linking bilatéral Chine-Europe et (iii) Chine-Etats-Unis ainsi qu'à (iv) un linking multilatéral entre les trois ETS. Pour chacune des configurations et pour chaque système, nous calculons les quantités réduites (Q), le coût national (CN) et le prix des permis (PC). Les calculs sont effectués à partir d'un outil d'équilibre des marchés que nous avons développé sous Mathematica. Nous nous appuyons sur le travail analytique effectué précédemment et sur les fonctions de coûts marginaux de réduction des ETS sorties grâce aux simulations du modèle POLES<sup>30</sup>. Les hypothèses de PIB à 2030 sont calibrées sur le scénario SSP2<sup>31</sup>. L'ensemble des résultats des différents équilibres de marché sont décrits dans le Tableau 18.

**Tableau 18 : Caractéristiques de trois configurations de full linking en 2030**

	Marchés séparés			Linking Europe - Chine			Linking États-Unis – Chine			Linking trois marchés		
	Q (Mteq CO2)	CN (M€)	PC (€)	Q (Mt eqCO2)	CN (M€)	PC (€)	Q (Mt eqCO2)	CN (M€)	PC (€)	Q (Mt eqCO2)	CN (M€)	PC (€)
<b>UE</b>	480	12,37	64	115 (-76%)	6,48 (-48%)	15 (-77%)				134 (-72%)	6,78 (-45%)	16 (-75%)
<b>Chine</b>	1 546	16,17	14	1911 (+24%)	16,02 (-1%)	15 (+7%)	1824 (+18%)	16,1 (-0,4%)	15 (+7%)	2 128 (38%)	15,6 (-3%)	16 (+14%)
<b>USA</b>	714	9,62	26				435 (-39%)	8,32 (-14%)	15 (-42%)	478 (-33%)	8,6 (-11%)	16 (-46%)

Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation réalisée sous Mathematica

<sup>30</sup> La présentation du modèle POLES est effectuée dans la section 2 du chapitre 2.

<sup>31</sup> La présentation du scénario est faite dans la section 3 du chapitre

Nous retiendrons de ces résolutions, trois points importants qui résument les conclusions faites dans le chapitre précédent et qui vont déterminer les points structurants de l'analyse des taux de conversion qui va suivre :

- Un linking bilatéral Europe-Chine est très intéressant pour l'Europe qui divise par deux le coût de sa politique climatique (de 12 Mrds € à 6,48 Mrds €). Par contre l'intérêt est limité pour la Chine qui réduit de seulement 1% son coût national (CN). De plus, les trois-quarts de l'objectif européen sont réalisés par l'achat de permis à la Chine, d'où une perte sensible des co-bénéfices liés à la réduction domestique des émissions de GES pour l'UE.
- Un linking bilatéral Chine-USA permet aux États-Unis de réduire de 14% le CN de son ETS grâce à l'importation de permis à hauteur de 39% de son objectif de réduction. Le coût national chinois baisse de seulement 0,4% par rapport à une situation sans linking tandis que la contrainte carbone augmente de 7% pour son industrie (de 14€ à 15€). Le linking ne semble donc pas préférable pour la Chine (voir conclusion du chapitre précédent sur les effets macroéconomiques).
- L'instauration d'une coopération multilatérale sans restriction (full linking) conduit à une baisse des CN pour les trois juridictions, mais le partage des gains à l'échange n'est pas équilibré. Grâce aux permis importés par l'Europe (72% de son objectif) et les USA (33% de son objectif) depuis la Chine, ils bénéficient respectivement d'une baisse du CN de 45% et 11% par rapport à une situation sans linking tandis que la Chine bénéficie d'une réduction de seulement 3%.

Il apparaît ainsi que le full linking est très avantageux pour l'Europe et dans une moindre mesure pour les États-Unis, que ce soit dans le cadre d'une coopération bilatérale avec la Chine ou multilatérale. Cependant le linking des ETS n'est que très peu incitatif pour la Chine. De plus, les gains économiques tirés par ce pays seront beaucoup plus faibles voir nuls si l'on considère les effets d'une hausse de prix du permis en Chine (notamment l'augmentation du coût de production de l'électricité). L'intérêt de relier son marché du carbone avec un pays développé est donc limité par ce phénomène. Comme le définissent Gavard et al. (2011a) l'effet de l'équilibre général risque de dominer l'effet de transfert. En définitive le full linking ne permet pas de réels gains économiques pour la Chine et exporte une part très importante des objectifs de réduction à l'extérieur de la zone pour l'UE et les États-Unis.



Dans l'analyse des taux de conversion, nous examinerons donc la capacité de ces mécanismes (i) à accroître les bénéfices économiques liés à l'échange pour la Chine tout en conservant un gain financier pour les pays développés. Nous évaluerons également leur capacité (ii) à limiter les quantités de permis importées par l'Union européenne et les États-Unis (iii) à accroître les quantités totales d'émissions de GES réduites et (iv) à diminuer le coût total de la politique climatique par rapport à une segmentation des systèmes. À noter que notre travail de recherche, pour juger de la viabilité d'une mesure, s'articule autour du triptyque énoncé dans le Chapitre 3. Dans cette section, l'acceptabilité politique est déterminée par les deux premiers indicateurs (indicateurs i et ii) puis l'efficacité environnementale (indicateur iii) et l'efficacité économique (indicateur iv) par les deux derniers.

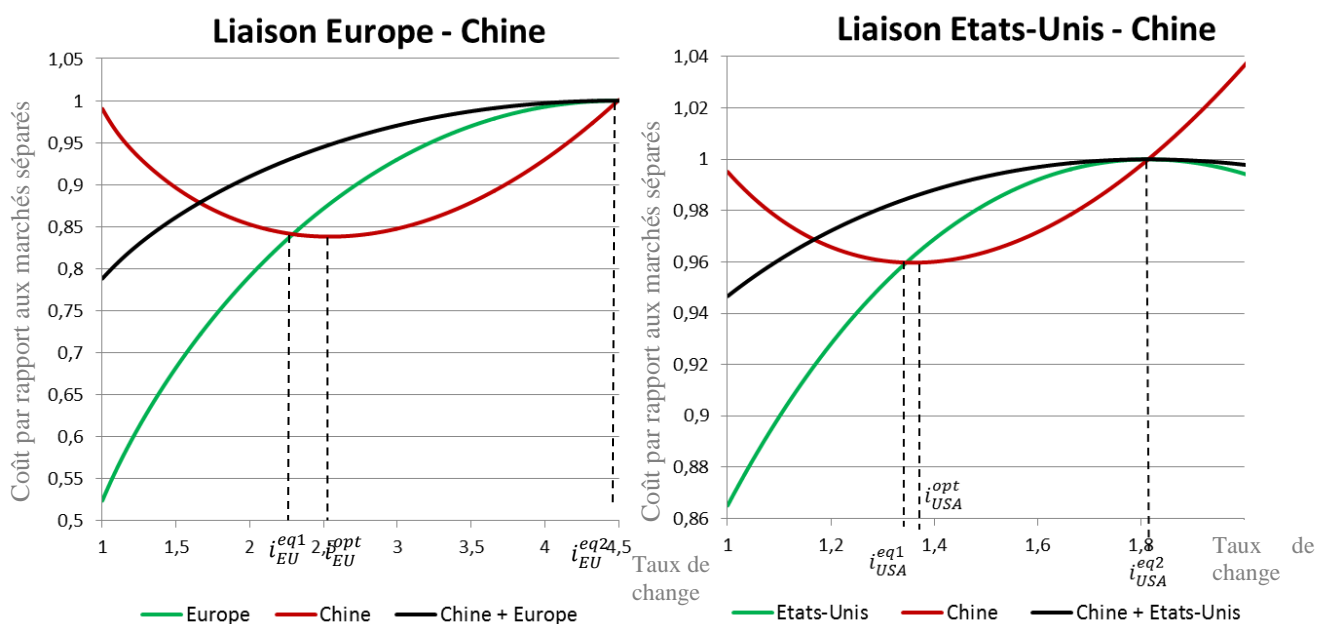
## **5.2.2 Évaluation des effets du taux de change sur le prix et les échanges de permis**

Nous étudions dans cette section la mise en place de taux de change dans le cadre de marchés bilatéraux ou trilatéraux entre l'UE, les USA et la Chine à l'horizon 2030.

### ***5.2.2.1 Le cas de linking bilatéraux avec la Chine***

Dans le cas d'un linking bilatéral, la valeur du taux de change étudié se limite à l'intervalle 1 et le rapport des prix en marchés séparés (d'après les résultats de la partie analytique), soit 4,57 et 1,86 pour un linking UE-Chine et USA-Chine. Dans ces plages de valeurs, une meilleure efficacité économique est garantie par rapport à une segmentation des systèmes. Cependant, la réduction du coût total et du coût national pour la région importatrice de permis (USA ou Europe) est décroissante par rapport au taux de change (Graphique 13).

**Graphique 13 : CN et CT de marchés bilatéraux avec taux de change par rapport à des marchés séparés en 2030**



Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation

L'optimum économique, pour la Chine, est atteint pour une valeur unique dans chacune des coopérations bilatérales qui correspond à un taux de change équivalent à 2,54 dans le cas du linking UE-Chine et 1,36 dans le cas USA-Chine. Ceci conduit à une baisse des prix en Europe (de 64€ à 36€) et aux États-Unis (de 26€ à 20€) ainsi qu'une réduction des coûts nationaux de 12% en Europe et de 4% aux USA. Les gains à l'échange pour les pays développés sont relativement plus faibles que dans le cas d'une liaison sans mécanisme de restriction (qui étaient respectivement de -76% et -39% dans le cadre des linking bilatéraux sans taux de change), mais beaucoup plus équilibrés avec la Chine. En effet, le gain économique pour la Chine dans ce cas est bien supérieur : 16% contre 1% pour un linking avec l'Europe et 4% contre 0,5% pour un linking avec les USA. Ainsi, le partage des gains est, avec ces taux de change optimaux pour la Chine, beaucoup plus équilibré qu'en full linking (Tableau 19).

La mise en place de taux de change dans le cadre d'un accord bilatéral permet également de limiter les importations de permis par rapport à full linking. Avec les taux de change optimaux pour la Chine, l'Europe et les USA n'importent plus que 25% et 17% de leurs réductions d'émissions contre 76% et 39% sans restriction. Dans le Tableau 19, nous affichons le pourcentage de réductions des coûts nationaux et des coûts totaux par rapport à une situation sans linking. Nous indiquons également la part de l'objectif qui est importée, exportée ou échangée pour l'UE et les USA, pour la Chine et pour l'ensemble des ETS liés.

**Tableau 19 : Partage des gains économiques à la mise en place de coopérations bilatérales avec et sans taux de change en 2030**

	EU-Chine						US-Chine					
	Sans restriction			taux de change optimal pour la Chine (2,54)			Sans restriction			taux de change optimal pour la Chine (1,36)		
Pays/région	UE	Chine	Total	UE	Chine	Total	USA	Chine	Total	USA	Chine	Total
Réduction du coût	48%	1%	22%	12%	16%	5%	14%	0,5%	5%	4%	4%	1,4%
Quotas échangés	76%	24%	18%	25%	8%	6%	39%	18%	12%	17%	8%	5%

*Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation*

Nous constatons qu'il existe également des taux de change qui conduisent à une égalisation des gains économiques. Ainsi dans le cas d'un linking bilatéral EU-Chine, pour  $i_{UE} = i_{UE}^{Eq1} = 2,29$ , les gains pour les deux pays sont de 16% et pour  $i_{UE} = i_{UE}^{Eq2} = 4,49$  leurs gains sont nuls. Dans le cas d'un linking US-Chine, ces taux sont de  $i_{US}^{Eq1} = 1,35$  et de  $i_{US}^{Eq2} = 1,85$  et les gains de 4% et 0%. Nous retrouvons ces valeurs dans le Graphique 13, avec  $i_X^{Eq1}$  et  $i_X^{Eq2}$  qui correspond aux valeurs de taux de change permettant l'équilibre des gains et  $i_X^{OPT}$  le taux de change optimal pour la Chine. Cependant  $i_X^{Eq2}$  n'est pas intéressant pour les juridictions, car il correspond à une situation sans accord. Il n'y a aucun gain économique au linking puisqu'il n'y a pas d'échanges.

Finalement, en reprenant les critères cités précédemment, nous retiendrons que les taux de changes permettent :

- D'améliorer l'acceptabilité politique du linking pour la Chine qui peut bénéficier d'une augmentation des gains à l'échange. En liaison bilatérale avec l'Europe (les États-Unis) elle passe d'une réduction de son CN de 1% (0,4%) en full linking à 16% (4%) avec un taux de change à 2,54 (1,81). Il existe des ratios pour lesquels le pourcentage de gains est équivalent pour la Chine et son partenaire (UE ou USA).
- D'améliorer l'acceptabilité politique du linking pour l'Europe et les États-Unis qui peuvent limiter l'importation de permis. Plus le taux de change augmente plus la part de l'objectif réalisé via l'achat de quotas diminue. En d'autres termes, plus ce taux augmente plus le pays réalise des réductions domestiques. Par exemple, pour  $i_X^{OPT}$  l'Europe n'importe que 25% de permis contre 76% en full linking.

- De conserver l'efficacité environnementale. Il n'y a pas d'évolution des quantités totales réduites.
- D'améliorer l'efficacité économique par rapport à une segmentation des systèmes de permis négociables. Dans le cas Chine-Europe, si  $i = 2,54$  alors le CT diminue de 5% en comparaison à des marchés séparés. Pour Chine-USA le CT diminue de 1,4% pour  $i = 1,81$ .

Le taux de change permet donc d'améliorer l'acceptabilité politique, l'efficacité économique et n'entache pas l'efficacité environnementale des ETS. Même si l'on ne se situe pas à l'optimum selon Pareto, cela permet une progression positive par rapport à la segmentation des systèmes de permis négociables. Dans la suite de la section, nous analysons l'impact des taux de change sur une coopération multilatérale de ces trois ETS.

### 5.2.2.2 Dans le cas d'un linking multilatéral

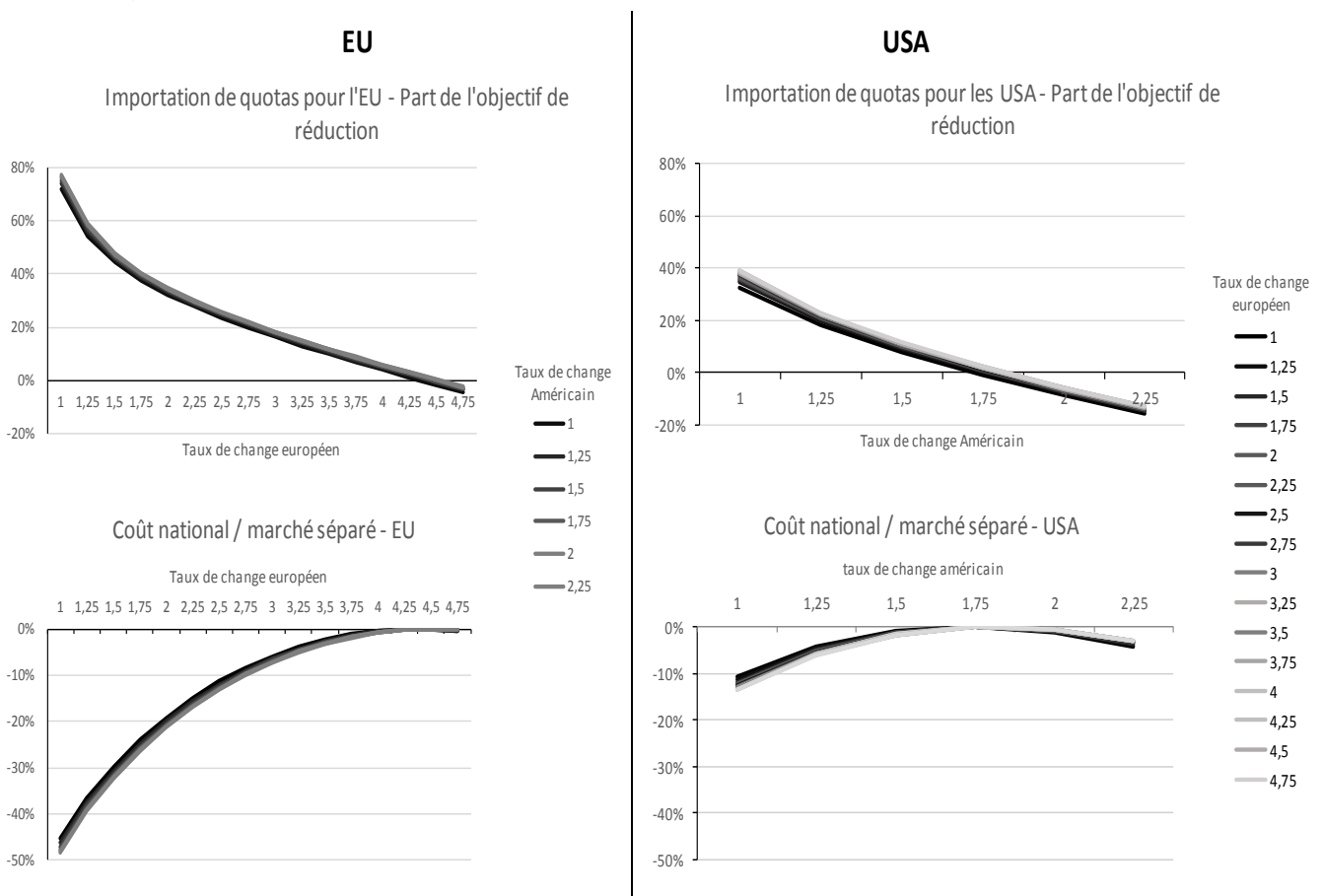
Nous considérons la mise en place simultanée de deux taux de change :  $i_{EU}$  pour les exportations de quotas de la Chine vers l'UE et  $i_{US}$  pour les exportations de quotas de la Chine vers les USA. La répartition des quantités réduites et des coûts évoluent en fonction des valeurs que prennent  $i_{EU}$  et  $i_{US}$  selon le système d'équations suivant :

$$\begin{cases} C_m^{UE}(q_{EU} - x_{UE}) = i_{UE} \cdot C_m^{Ch}(q_{Ch} + x_{UE} + x_{US}) \\ C_m^{US}(q_{US} - x_{US}) = i_{US} \cdot C_m^{Ch}(q_{Ch} + x_{UE} + x_{US}) \end{cases}$$

En effet, les coûts marginaux de réduction (équivalent au prix sur les marchés) de l'Europe et des États-Unis sont fonction des quantités échangées avec la Chine qui elles même dépendent du taux de change et du prix sur le marché chinois. Le prix des permis en Chine est fonction des quantités exportées à l'Europe et aux États-Unis. De fait, l'augmentation du taux de change pour un pays diminue les quantités de permis qu'il importe, ce qui diminue le prix des permis en Chine (le CmR chinois dépend des quantités exportées). Cette baisse du prix en Chine accroît les importations du second partenaire. Par conséquent, le coût national européen est croissant avec la hausse de son taux de change et décroissant du taux de change américain, et inversement pour les USA (voir Figure 25). Cependant, les quantités de permis importées et le coût national des pays importateurs dépendent principalement de son propre taux de change et marginalement du taux de change pratiqué par l'autre pays.

Le comportement des partenaires n'impacte que faiblement les résultats économiques du second pays. Dans la Figure 25, nous indiquons l'évolution des importations de permis pour l'Europe et les États-Unis en fonction des taux de change (en abscisse, le ratio appliqué par le pays et en ordonné le pourcentage de l'objectif importé). Chaque isoquant correspond au ratio pratiqué par le second pays. Nous affichons de la même manière l'évolution du coût national en pourcentage de réduction par rapport à une situation sans linking.

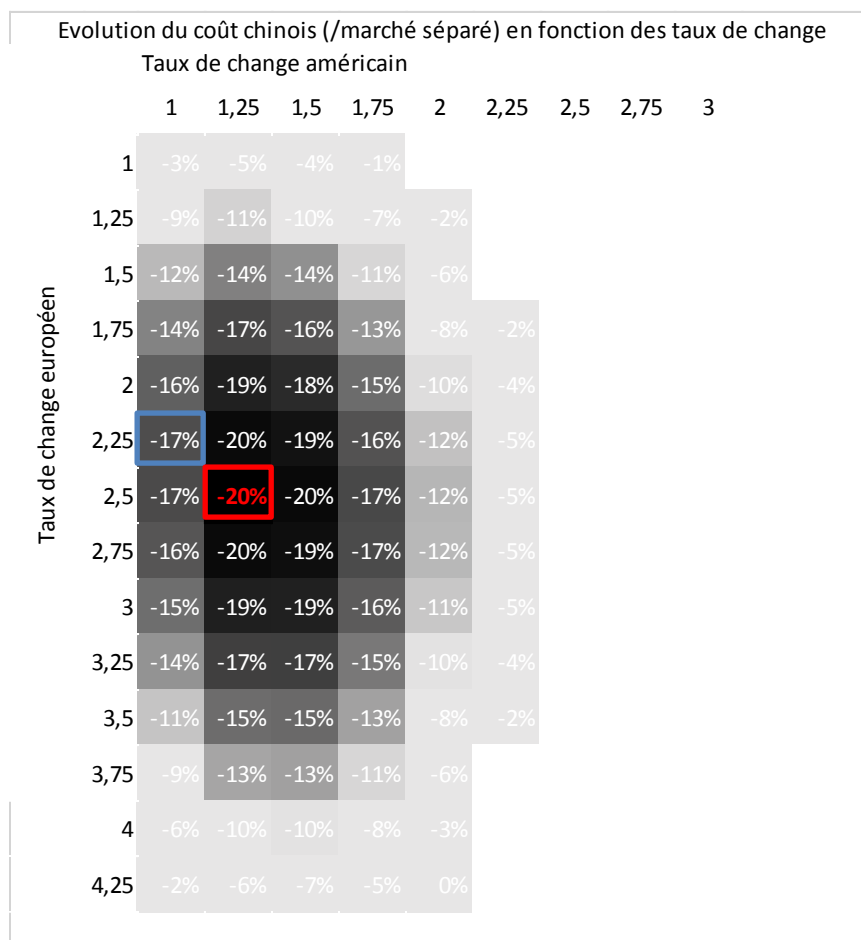
**Figure 25 : Évolution des importations de quotas et des coûts en fonction des taux de change**



Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation

Nous observons que la mise en place des taux de change permet une réduction maximale de 20% du coût national chinois atteint pour le couple  $i_{US} = 1,25$  et  $i_{UE} = 2,5$ . Pour ces valeurs, le coût national européen est réduit de 12% et le coût américain de 6%. Cette réduction du coût chinois est supérieure aux réductions permises par les marchés bilatéraux avec ou sans restriction, et avec un marché trilatéral sans restriction. Au-delà de cet optimum pour la Chine, seuls des taux de change simultanément inférieurs à 1,75 pour les USA et 4,25 pour l'Europe permettent des gains pour le pays (voir Figure 26).

**Figure 26 : Evolution du coût chinois en fonction de la variation des taux de change**



Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation

Le couple  $i_{US} = 1$  et  $i_{UE} = 2,25$  permet d'équilibrer au maximum les gains à l'échange pour les trois pays (encadré bleu dans la Figure 26). Dans cette situation l'Europe, les États-Unis et la Chine réalisent respectivement 15%, 13% et 17% d'économie par rapport à une situation sans échanges. La réduction du coût national est plus importante que n'importe quelle situation de linking bilatéral pour la Chine. Les USA améliorent leurs gains à l'échange par rapport à un accord de full linking multilatéral. L'Europe et les États-Unis améliorent également leur situation par rapport à  $i_X^{OPT}$  (taux de change optimal pour la Chine en linking bilatéral). Une comparaison des résultats lors d'une coopération multilatérale est réalisée dans le Tableau 20.

**Tableau 20 : Partage des gains économiques à la mise en place de linking trilatéraux avec et sans taux de change en 2030**

	<b>Linking multilatéral : EU-USA-Chine</b>											
	<b>Sans restriction</b>				<b>Taux de change optimaux pour la Chine</b> $(i_{US}; i_{UE}) = (1,25 ; 2,5)$				<b>Taux de change minimisant la dispersion des réductions des CN</b> $(i_{US}; i_{UE}) = (1 ; 2,25)$			
<b>Pays/région</b>	EU	USA	Chine	Total	EU	USA	Chine	Total	EU	USA	Chine	Total
<b>Réduction du coût</b>	-45%	-11%	-3%	-19%	-12%	-6%	-20%	-14%	- 15%	- 13%	- 17%	- 15%

*Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation*

Le linking multilatéral peut donc permettre une amélioration de la situation chinoise par rapport au linking bilatéral et ainsi renforcer l'incitation à mettre en place des échanges internationaux de permis. Il peut également garantir une réduction des coûts nationaux européen et américain en comparaison à une segmentation des marchés et accroît les gains à l'échange par rapport à une coopération bilatérale avec taux de change optimal pour la Chine. Dans la section suivante, nous analysons l'impact d'un taux de décote.

### 5.2.3 Évaluation du taux de décote

Nous étudions dans cette section la mise en place de taux de décote dans le cadre de marchés bilatéraux ou trilatéraux entre d'un côté l'UE et les USA et de l'autre la Chine à l'horizon 2030.

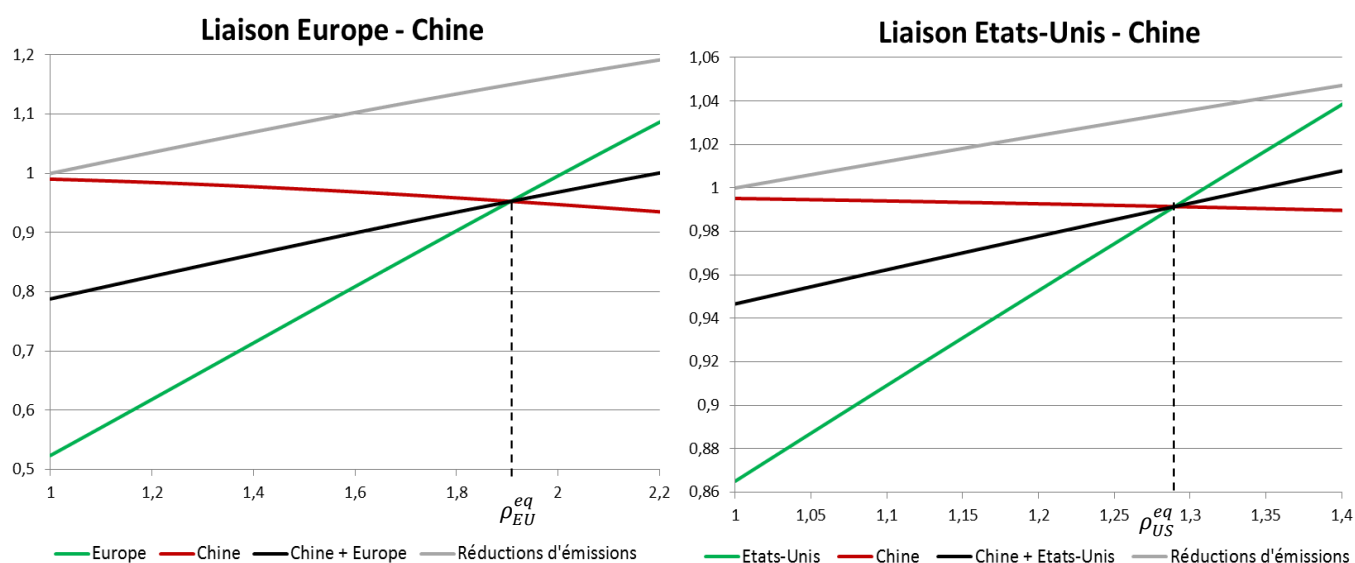
#### 5.2.3.1 Linking bilatéral avec la Chine

Conformément à l'analyse théorique, dans le cadre d'un accord bilatéral avec taux de décote, nous identifions les valeurs limites  $\rho_{lim}^{EU}$  et  $\rho_{lim}^{US}$  au-delà desquelles les coûts nationaux sur des marchés bilatéraux EU-Chine et US-Chine sont supérieurs aux CN lors de marchés séparés. En d'autres termes, pour un taux de décote supérieur à 2,01, le coût européen devient supérieur à une situation sans linking. Pour les USA, cette valeur limite au-delà de laquelle le linking n'est plus intéressant est de 1,31. Nous concentrons donc notre analyse sur des taux de décote compris dans l'intervalle [1 ; 2,01] dans le cas EU-Chine et [1 ; 1,31] dans le cas USA-Chine.

Sur ces intervalles, nous retrouvons les conclusions de la partie analytique à savoir : toutes les parties prenantes à l'échange réalisent des gains par rapport au marché isolé. La réduction des coûts chinois croît avec l'augmentation du taux de décote. À l'inverse, le gain à l'échange pour l'Europe ou les États-Unis diminuent au fur et à mesure que le ratio augmente. Toutefois, la réduction du CN est supérieure pour l'UE et les USA, respectivement entre [1-1,88] et [1-1,28] tandis que l'avantage relatif s'inverse lorsque  $\rho^{EU} \in [1,88; 2,01]$  et  $\rho^{US} \in [1,28; 1,31]$  (voir Figure 27). Les bénéfices sont au maximum pour la Chine lorsque l'autre pays ne réalise aucun gain par rapport à un marché séparé. La Chine réduirait alors ses coûts de 5% dans le cas d'une coopération avec l'Europe et de 1% avec les États-Unis, par rapport à une situation sans échanges (voir Figure 27).

Le gain économique pour la Chine suite à l'échange reste limité, cependant la mise en place d'un taux de décote permet d'augmenter les objectifs initiaux de réduction des émissions. Aux bornes supérieures des intervalles, la hausse des réductions totales est pour un linking Chine-UE et Chine-USA respectivement de +16,5% et +3,7%, soit 70% de l'objectif européen et 12% de l'objectif américain, ce qui est significatif. Dans la Figure 27, nous indiquons l'évolution des coûts nationaux et du coût total par rapport à une situation sans linking des marchés selon la valeur du taux de décote (en abscisse). Nous affichons également l'évolution des quantités totales réduites en comparaison aux objectifs initiaux des pays.

**Figure 27 : Variation des CN, du CT et des quantités totales réduites par rapport à des marchés séparés en 2030**



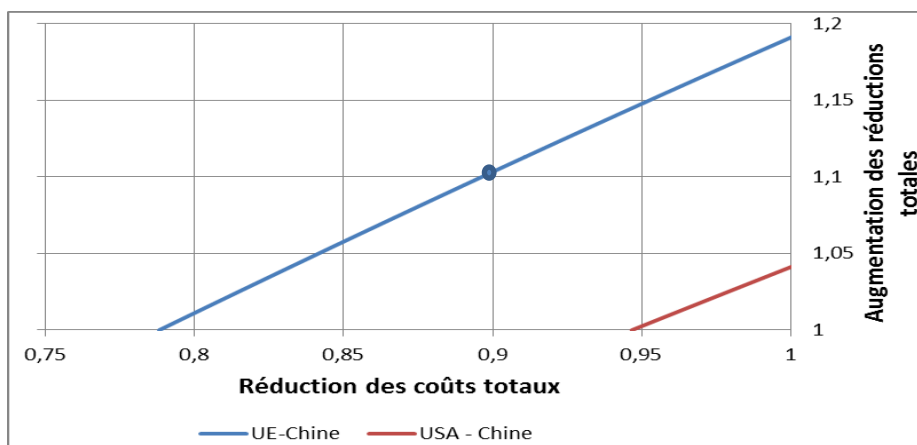
Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation



Du point de vue des quantités importées, le taux de décote limite que faiblement les flux de permis entre les juridictions. Comparativement au marché bilatéral Chine-UE, la part de l'objectif réalisée via l'achat de permis pour l'Europe diminue au maximum de sept points de pourcentage (de 76% à 69%). De même pour les États-Unis, le niveau d'importation n'évolue que faiblement et passe de 39% à 37,7%.

Enfin, le taux de décote ne bénéficie que de façon marginale à l'Europe et aux États-Unis qui voient leurs gains à l'échange diminuer au fur et à mesure que le ratio augmente malgré une faible baisse des quantités importées. Toutefois, le taux de décote permet d'influencer les quantités totales réduites et il peut être un moyen pour les pays développés de renforcer les objectifs de réduction pris par la Chine. De plus, il existe une valeur qui permet d'équilibrer les gains à l'échange ( $\rho_X^{eq}$  dans la Figure 27). Dans le cas d'une coopération Chine-UE (Chine-USA), lorsque  $\rho = 1,88$  ( $\rho = 1,28$ ) les deux pays réduisent de 4% (1%) leurs CN par rapport à une situation sans linking, et cela permet d'augmenter de 15% (3%) les quantités totales réduites. Dans la Figure 28 nous comparons simultanément les perspectives de gains économiques et environnementaux. Par exemple, il existe un ratio qui garantit une baisse de 10% des coûts totaux et une augmentation de 10% des quantités totales réduites dans le cas du linking Chine-UE (point sur la figure).

**Figure 28 : Perspectives de gains économiques et environnementaux simultanés dans le cas des deux marchés bilatéraux USA-Chine et UE-Chine avec taux de décote**



Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation

Le taux de décote a donc l'avantage de pouvoir améliorer l'efficacité économique globale par rapport à une situation sans linking tout en augmentant l'efficacité environnementale (ce que ne permet pas le taux de change) et les gains à l'échange pour la Chine. Dans la suite de la section, nous analysons les taux de décote dans le cas d'un linking multilatéral.

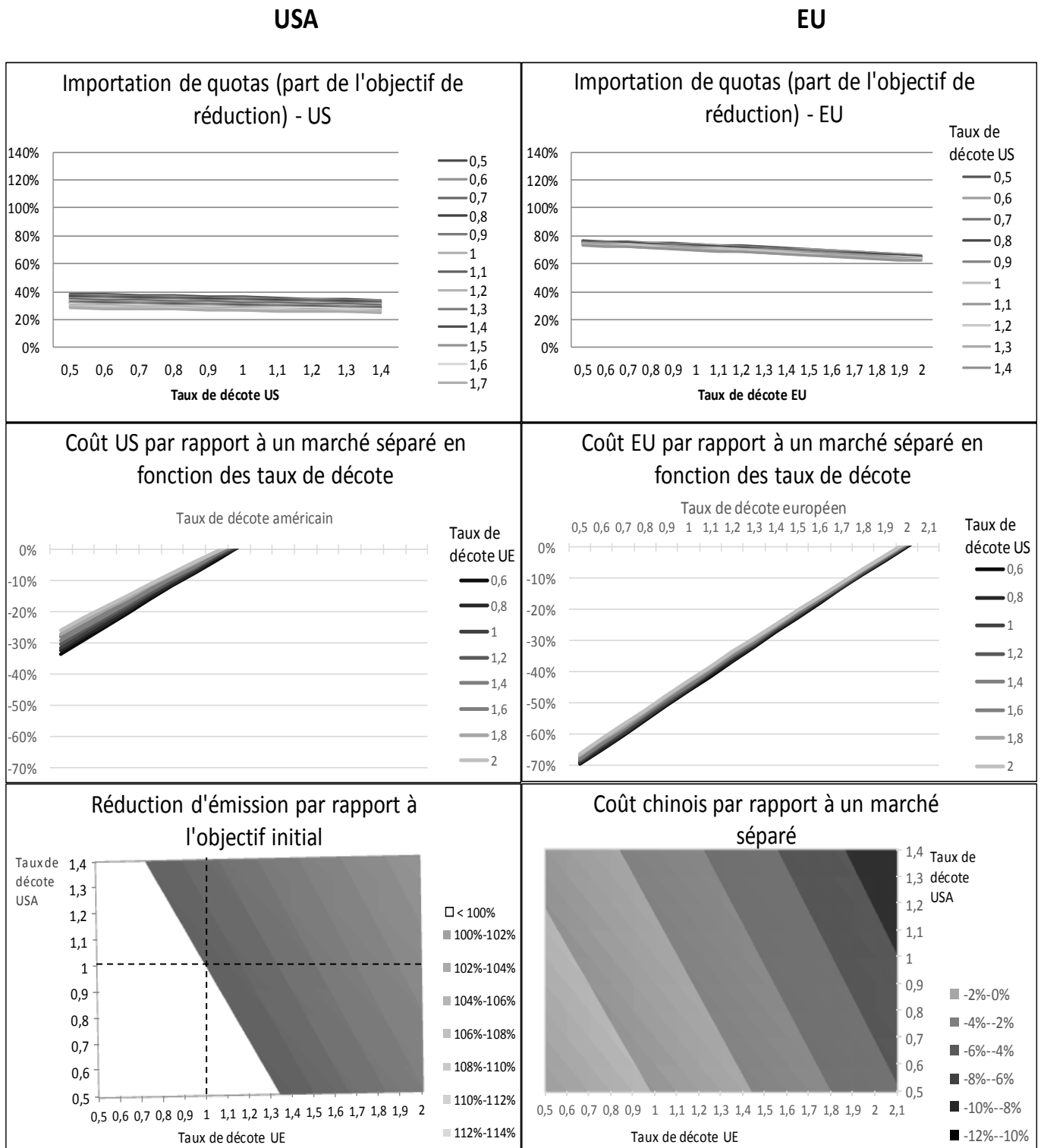
### 5.2.3.2 *Linking multilatéral*

Dans notre équation de référence, nous faisons varier les taux de décote entre la Chine et l'Europe ( $\rho_{EU}$ ) ainsi qu'entre la Chine et les États-Unis ( $\rho_{USA}$ ).

$$\begin{cases} C_m^{UE}(q_{EU} - x_{UE}) = C_m^{Ch}(q_{Ch} + \rho_{EU} \cdot x_{UE} + \rho_{USA} \cdot x_{US}) \\ C_m^{US}(q_{US} - x_{US}) = C_m^{Ch}(q_{Ch} + \rho_{EU} \cdot x_{UE} + \rho_{USA} \cdot x_{US}) \end{cases}$$

Pour chaque couple de valeurs  $\{ \rho_{EU} ; \rho_{USA} \}$ , nous analysons la variation des flux de quotas, des quantités réduites et des coûts. À la différence du taux de change, la mise en place de taux de décote, qui portent sur la valeur qualitative des quotas, ne crée pas de prix différenciés. Il permet de conserver un prix unique sur l'ensemble des systèmes liés. En linking multilatéral un taux de décote inférieur à un est possible si le second pays fixe un ratio permettant de compenser la diminution des quantités totales réduites. Nous affichons les combinaisons de taux possibles dans le graphique : « réduction d'émission par rapport à l'objectif initial » de la Figure 29.

**Figure 29 : importations de quotas, coûts nationaux et réductions d'émission totales selon les taux de décote**



Source : l'auteur, d'après les résultats de la modélisation

Nous retiendrons du linking multilatéral avec taux de décote cinq éléments :

- L'évolution du taux de décote mis en place en Europe ou aux États-Unis n'influence que marginalement les quantités de permis importées par les pays. Dans les plages de valeurs considérées, la part de l'objectif européen réalisée via l'achat de permis est comprise entre 62% et 77% ; pour les USA elle se situe entre 25% et 38% (voir les deux premiers graphiques de la Figure 29).

- Les quantités vendues par la Chine, avant application du taux de décote, augmentent quant à elle considérablement. Les quantités vendues à l'UE passent de 38% de l'objectif européen à 124% pour des taux compris entre 0,5 et 2. Les réductions sont multipliées par trois comme pour les réductions en direction des États-Unis (de 14% à 48%). À noter que la Chine réduit X tonnes de GES, mais que ces réductions correspondent à  $\frac{X}{\rho}$  tonnes pour la conformité dans le pays importateur de permis.

- Au-delà de  $\rho_{UE} = 2$  et  $\rho_{US} = 1,4$ , le linking devient plus coûteux pour les pays développés que la segmentation des marchés. Pour la Chine, la réduction des coûts est continue et croissante avec la hausse des taux de décote.

- Le couple de valeurs qui permet de limiter la variance des gains entre les trois régions est  $\rho_{UE} = 1,8$  et  $\rho_{US} = 1$ . Les gains économiques sont alors de 8% pour les trois régions et les réductions d'émissions globales supérieures de 9% par rapport à l'objectif initial.

En définitive, le taux de décote en liaison multilatérale permet de parvenir à un équilibre des gains à l'échange plus important qu'en situation bilatérale. La variation des quantités globales réduites est également supérieure. Dans le cas de la mise en place de taux de décote, le linking multilatéral offre donc des perspectives plus intéressantes pour tous les pays, que le linking bilatéral.

### 5.2.3.3 Conclusion de la section

Nous voyons que la régulation des flux internationaux de permis, via des taux de décote ou taux de change, peut constituer un moyen permettant d'accroître les gains à l'échange pour la Chine tout en maintenant un bénéfice net pour les pays développés à créer un linking de leur marché. Ainsi, nous retiendrons cinq éléments de notre modélisation à l'horizon 2030, du linking avec mécanismes de restriction aux échanges :

- (i) Les taux de conversion permettent d'améliorer l'acceptabilité politique pour la Chine qui peut augmenter son surplus issu de la vente de permis par rapport au full linking. Toutefois, les taux de change offrent une perspective de réduction des coûts nationaux plus importante pour la Chine que celle envisagée avec des taux de décote. Avoir des gains équivalents (en pourcentage de leur CN) pour les pays développés et la Chine est possible avec les deux mécanismes de restriction. Cependant, cet équilibre a lieu avec un gain plus élevé dans le cas des taux de change que dans le cas des taux de décote.
- (ii) Le taux de change permet d'améliorer l'acceptabilité politique pour les pays développés en offrant la capacité de réduire considérablement les quantités de permis importées. Par exemple, pour  $i_{UE}^{Eq1}=2,29$  ( $i_{US}^{Eq1}=1,34$ ) la réduction des coûts pour la Chine et l'Europe (les États-Unis) est proportionnellement équivalente et correspond à une baisse de 15% (4%) par rapport à leur CN avant linking. Dans ce cas les quantités importées par l'UE (les USA) représentent 25% (17%) de l'objectif, bien moins qu'en full linking : 76% (39%). Par opposition, le taux de décote ne permet qu'une faible baisse des quantités importée par les pays développés par rapport au full linking (une variation au maximum de 7 points de pourcentage dans le cas Chine-UE et 1,3 point dans le cas Chine-USA).
- (iii) Le taux de décote permet d'améliorer l'efficacité environnementale du linking. Dans le cas d'une coopération bilatérale Chine-UE et Chine-USA, notre modélisation comptabilise respectivement jusqu'à 16,5% et 3,7% de réductions supplémentaires à l'objectif initial. Le taux de change ne permet pas d'influer sur les quantités totales de GES réduits.
- (iv) Les taux de conversion garantissent une amélioration de l'efficacité économique par rapport à la segmentation des systèmes de permis négociables. En effet, tous les avantages politiques et environnementaux cités

précédemment ont été observés pour des ratios assurant une diminution du coût total de la politique climatique.

- (v) La coopération multilatérale améliore ces résultats pour tous les pays. Les taux de conversion peuvent ainsi apparaître comme un moyen incitatif à accroître le nombre de partenaires.

En définitive, les taux de conversion pourraient être un mécanisme de flexibilité intéressant pour favoriser l'acceptabilité politique des gouvernements à créer des échanges, pour renforcer l'efficacité environnementale des politiques climatiques, pour améliorer l'efficacité économique des ETS et pour inciter au développement d'un réseau de liens pouvant soutenir l'architecture du régime climatique mondiale.

### **5.3 Analyse de sensibilité sur les hypothèses de croissance**

Les résultats de notre modélisation s'appuient sur la construction de fonctions de coûts marginaux de réduction déterminées grâce au modèle POLES, lui-même calibré sur des hypothèses de PIB à l'horizon 2030 faites par le CEPII (Centre d'Etudes Prospectives et d'Informations Internationales). Dans cette section nous analysons la sensibilité de nos résultats à une variation de ces taux de croissance. Nous examinons notamment l'impact d'une modification de nos hypothèses de croissance économique sur le prix des permis, sur la définition des taux de conversion optimaux pour la Chine, sur les quantités échangées et sur la valeur des taux qui permettent l'équilibre des gains.

Pour cela, nous prenons différentes projections économiques réalisés par le CEPII (Fouré et al., 2012) afin de modifier les niveaux de richesse de la Chine, des États-Unis et de l'Union européenne à 2030.

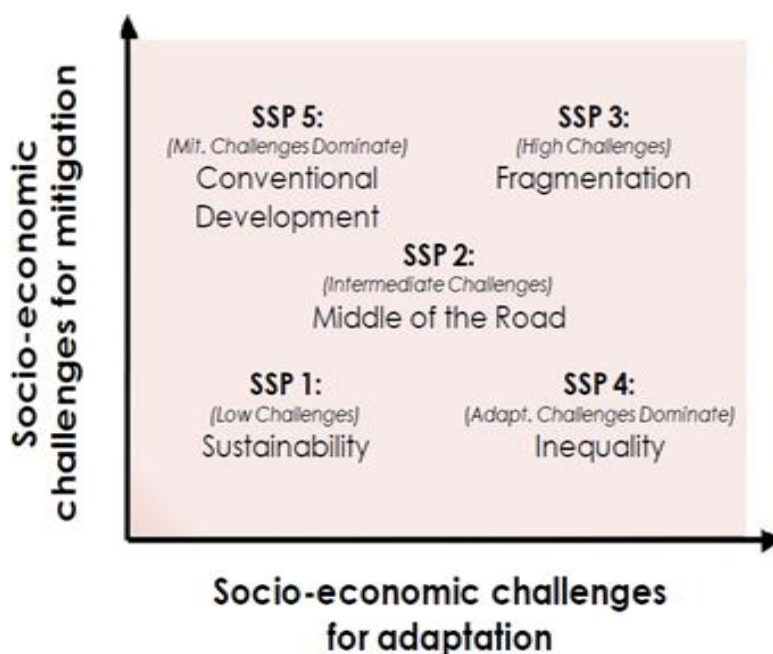
#### **5.3.1 Les grandes étapes pour construire notre simulation**

La prospective climatique dépend en grande partie des niveaux attendus des rejets de GES. L'évaluation des émissions passe par des modèles économiques qui décrivent des futurs possibles compte tenu de l'activité économique, principale génératrice de gaz à effet de serre. Nos projections sur les émissions à 2030 ont été générées à partir du modèle POLES qui dépend de variables exogènes ; et notamment des évolutions économiques et démographiques. Tandis que la projection de la population mondiale fait aujourd'hui l'objet d'un consensus, les estimations concernant la croissance du PIB sont plus complexes et font débats. Il nous apparaît ainsi nécessaire d'étudier la sensibilité de nos résultats à des jeux d'hypothèses de croissance différents pour la Chine, les États-Unis et l'Europe à l'horizon 2030. Pour ce faire, nous utiliserons les scénarios SSP construits par l'institut scientifique CEPII (Centre d'Etudes Prospectives et d'Informations Internationales).

### 5.3.1.1 Définition des SSP

Les SSP (Shared Socioeconomic Pathways) sont des scénarios de très long terme (jusqu'à 2100) décrivant différentes trajectoires de croissances économiques possibles. Ils sont construits de manière à ce qu'aucun impact climatique et aucune nouvelle politique climatique n'influent sur les résultats afin de construire des scénarios de type « laisser-faire ». En ce sens les SSP forment des projections de référence qui permettront d'évaluer les effets du changement climatique et/ou les effets des mesures politiques sur des variables économiques. La méthodologie utilisée dans la construction des scénarios met l'accent sur les principaux moteurs de la croissance économique à long terme : la population, la productivité totale des facteurs, le capital physique, l'emploi et le capital humain ainsi que les ressources énergétiques et fossiles (O'Neill et al., 2014). Ces projections de croissance économique sont faites au niveau des pays pour 184 pays (Fouré et Fontagné, 2016). Les cinq scénarios sont articulés autour de deux axes, les défis socio-économiques pour l'adaptation et ceux pour la mitigation. Les taux de croissance moyens résultant de ces projections sont décrits ci-dessous pour l'Union européenne, les États-Unis et la Chine (voir Figure 30).

Figure 30 : les cinq SSP répartis selon les défis socio-économiques pour l'adaptation et l'atténuation.



Source : (O'Neill et al., 2014)



- SSP1, dans le coin inférieur gauche, présente un avenir dans lequel les défis à la fois d'atténuation et d'adaptation sont faibles ; qui laisse supposer un **modèle plus durable** de développement. Les résultats obtenus sont une croissance moyenne pour l'ensemble des grands pays.
- SSP2, décrit un Monde caractérisé par **la poursuite des tendances actuelles** avec un développement économique fort pour la Chine et relativement faible pour l'Europe et les États-Unis.
- SSP 3 correspond à une situation où les défis concernant l'adaptation et l'atténuation sont élevés. **Le Monde est fragmenté**, affecté par la compétition entre pays qui connaissent une croissance économique lente. Les politiques sont orientées vers la sécurité énergétique, la production industrielle et sont peu soucieuses de l'environnement.
- SSP4 est **marqué par de grandes inégalités** entre pays et en leur sein. Une minorité serait responsable de l'essentiel des émissions de GES, ce qui rend les politiques d'atténuation plus faciles à mettre en place tandis que les pays émergents connaissent des difficultés socio-économiques et environnementales importantes. Ces régions connaissent des problèmes de pauvreté et de vulnérabilité face au changement climatique. Nous sommes dans des projections de croissances élevées pour les pays développés alors que les PED subissent un ralentissement économique.
- SSP5 décrit un Monde où les PED concentrent leur **développement sur un modèle traditionnel**, fondé sur une forte consommation d'énergie et des technologies émettrices de GES. La hausse du niveau de vie permettrait d'augmenter la capacité d'adaptation, notamment grâce au recul de l'extrême pauvreté. Dans ce cas, nous observons une forte croissance des PIB en Chine, aux États-Unis et dans les pays européens.

Le Tableau 21 indique les niveaux de PIB (en milliards de dollars) à l'horizon 2030 pour les trois pays/région à l'étude, selon les différents scénarios SSP et nous donne les taux de croissance annuels moyens (TCAM) entre 2010 et 2030.

**Tableau 21 : Niveaux de PIB à l'horizon 2030 en milliard de dollars et comparaison des TCAM entre pays et entre scénarios SSP**

<b>PIB 2030</b>	<b>SSP1</b>	<b>SSP2</b>	<b>SSP3</b>	<b>SSP4</b>	<b>SSP5</b>
<b>USA</b>	21,50	19,62	17,02	23,72	23,03
<b>CHN</b>	37,62	36,13	31,94	33,01	41,54
<b>EU (28)</b>	20,57	19,91	17,94	22,24	22,18
<b>TCAM 2010-2030</b>	<b>SSP1</b>	<b>SSP2</b>	<b>SSP3</b>	<b>SSP4</b>	<b>SSP5</b>
<b>USA</b>	2,34%	1,87%	1,15%	2,84%	2,69%
<b>CHN</b>	7,34%	7,12%	6,46%	6,64%	7,87%
<b>EU (28)</b>	1,93%	1,76%	1,23%	2,33%	2,31%

*Source : l'auteur, d'après les données du CEPII*

À noter : SSP 1 à 3 sont situés le long de la diagonale dans la Figure 30 et représentent des futurs dans lesquels les défis socio-économiques liés à l'atténuation co-varient avec les défis d'adaptation. En revanche, les SSP 4 et 5 simulent des scénarios dans lesquels les défis sont élevés soit pour l'atténuation, soit pour l'adaptation, mais pas pour les deux. Ils supposent des inégalités soit intra, soit intergénérationnelles. Tandis que SSP4 construit une situation où les PED subiront des contraintes d'adaptation forte, SSP5 suppose que l'inégalité se fera entre générations présentes et futures.

### 5.3.1.2 Protocole de modélisation

Les étapes suivies pour l'évaluation de l'impact des restrictions de marchés au travers de taux de conversion sont les suivantes :

1. Modélisation d'un scénario Business as Usual (BaU) d'émission de GES correspondant à chaque SSP pour chaque pays/région. Nous donnons dans le Tableau 22 les projections d'émissions corrélées aux niveaux de croissance économique à l'horizon 2030 en milliard de tonnes d'équivalents CO<sub>2</sub>. Ces projections sont réalisées à partir du modèle de prospective à long terme, POLES.

**Tableau 22 : Projections d'émission d'eq. CO<sub>2</sub> à 2030 selon les pays et les SSP**

<b>Gt CO<sub>2</sub> - 2030</b>	<b>SSP1</b>	<b>SSP2</b>	<b>SSP3</b>	<b>SSP4</b>	<b>SSP5</b>
<b>USA</b>	5,631	5,360	4,958	5,935	5,830
<b>CHN</b>	19,793	19,359	18,021	18,323	20,787
<b>EU (28)</b>	4,247	4,166	3,877	4,478	4,475

*Source : l'auteur, d'après les modélisations issues du logiciel POLES*

2. Construction pour chaque SSP et chaque pays/région des courbes de coût marginal de réduction des émissions pour les secteurs électricité et industrie soumis au marché de permis. Ces courbes sont construites par itération de l'évaluation des réductions d'émissions correspondantes à des prix de carbone croissants dans le modèle POLES.
3. Calcul des réductions absolues d'émissions pour les secteurs qui seront soumis au système de permis négociables comme la différence entre les émissions BaU et les objectifs INDC en 2030. Nous considérons des systèmes de permis négociables limités aux secteurs électrique et industriel. La totalité des émissions issues de la production d'électricité est intégrée dans les ETS, tandis que seules les Industries Grandes Consommatrices d'Énergie (IGCE) sont réglementées<sup>32</sup>. Nous retenons un plafond de 2 157 MtCO<sub>2</sub> et 1 461 MtCO<sub>2</sub> pour les ETS américains et européens. Pour la Chine, le plafond évolue en fonction de la production de richesse des secteurs inclus dans l'ETS. Nous déterminons les quantités réduites pour chaque SSP de manière à avoir une réduction de l'intensité carbone de 60 à 65% par rapport à 2005 avec le logiciel POLES.

<sup>32</sup> Voir les détails dans la Figure 38 en annexe de la Thèse.

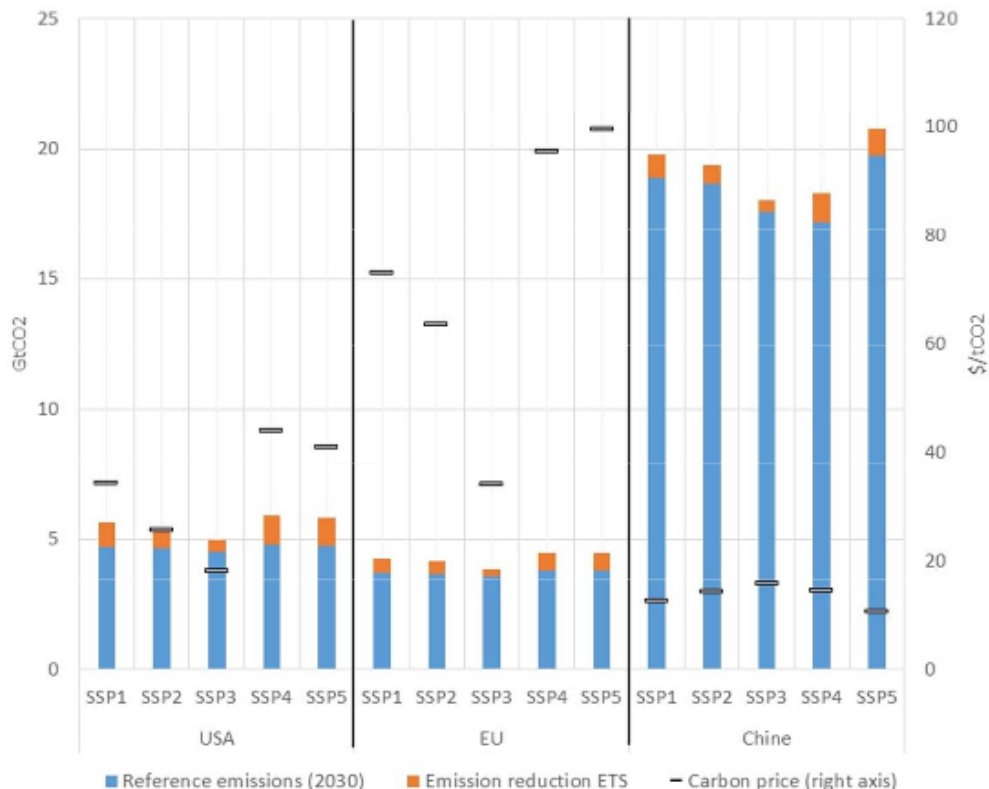
- Détermination des coûts marginaux de réduction et des autres résultats selon les différentes configurations de marché considérées. L'ensemble des travaux de simulation de scénarios est réalisé avec le modèle POLES. Les calculs d'équilibre de marché sont réalisés à travers un outil de simulation d'équilibre des marchés que nous avons développé sous Mathematica.

### 5.3.1.3 Scénarios de référence

#### Marchés séparés

Comme exprimé dans le protocole de modélisation, les objectifs européen et américain sont définis par rapport à une quantité absolue d'émission de GES donc plus la croissance économique est forte plus l'effort de réduction doit être important. Ainsi, pour les USA et l'UE, les niveaux d'émissions BaU en 2030 (les bâtons dans les diagrammes de la Figure 31), les quantités qui doivent être réduites pour atteindre l'objectif (parties orange dans les diagrammes de la Figure 31) et les coûts marginaux correspondant à ces objectifs (traits noirs) augmentent avec l'augmentation des taux de croissance.

**Figure 31 : Scénario BaU en 2030 pour l'UE, les USA et la Chine.**



Source : l'auteur, d'après des données issues de modélisations POLES et Mathematica

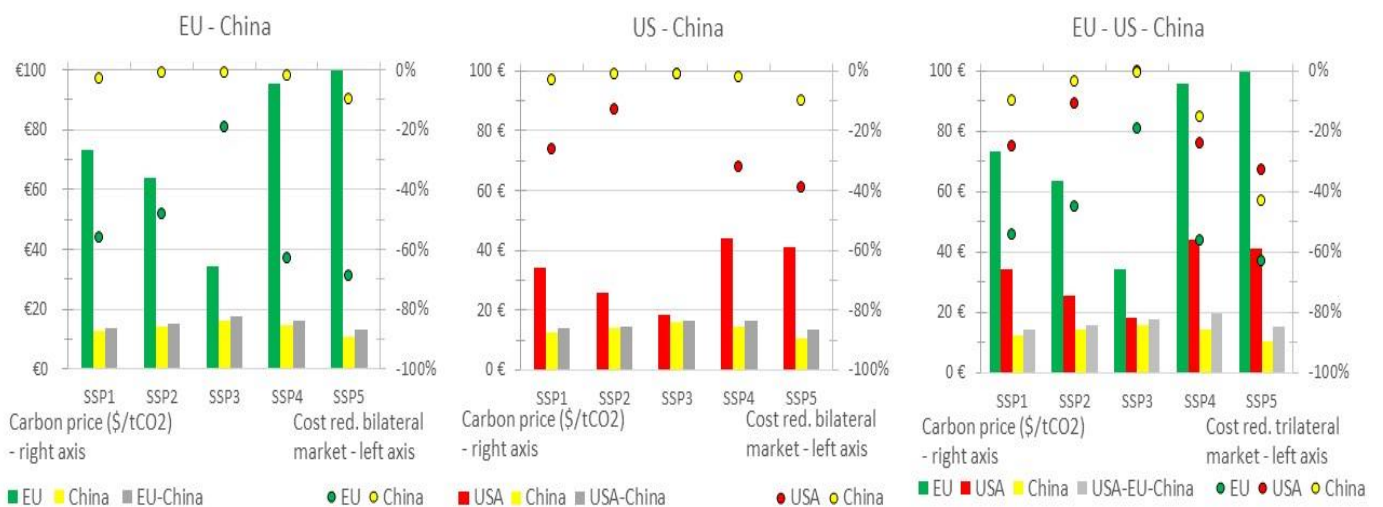
Ceci conduit à des écarts de prix des permis très forts entre les différentes hypothèses de croissance économique, de 34,2€ à 99,7€ pour l'EU ETS et entre 18,2 et 34,3€ pour les USA. Pour la Chine, les niveaux d'émissions de référence en 2030 suivent également le niveau de croissance économique. Par contre, plus la croissance augmente, plus l'intensité carbone diminue et moins l'effort additionnel pour atteindre à l'objectif de l'INDC sera grand. Les écarts de coûts marginaux entre les scénarios SSP sont beaucoup plus faibles que pour l'UE et dans une moindre mesure que pour les USA (de 10,6€ à 15,9€).

Néanmoins, dans tous les scénarios, le prix du carbone atteint sur le marché UE est supérieur au prix du carbone sur le marché US qui est lui-même supérieur au prix du carbone sur le marché chinois. Ces écarts sont plus faibles pour le scénario SSP3 et plus fort pour le scénario SSP5, qui sont les scénarios les plus contrastés en termes de taux de croissance. Dans la suite de la section, nous analysons ces résultats dans le cas d'un linking.

### Marchés liés, sans restriction

Nous analysons l'évolution des prix des permis et les gains possibles à la suite de coopérations bilatérales entre l'UE et la Chine, entre les USA et la Chine et enfin entre les trois régions simultanément. Nous affichons dans la Figure 32, pour chaque linking, le prix des permis avant et après linking (bâtons dans les diagrammes en référence à l'ordonnée de gauche) et le pourcentage de réduction des CN après linking (points dans les graphiques en référence à l'ordonnée de droite).

**Figure 32 : Evolution du prix et réduction des coûts nationaux par rapport à des marchés séparés pour chaque SSP**



Source : l'auteur, d'après des données issues de la modélisation sous Mathematica

Dans chacune des configurations (Chine-UE, Chine-US ou Chine-USA-UE) le prix du carbone, pour les pays développés, baisse considérablement. Les prix d'équilibre après linking sont relativement proches dans toutes les configurations SSP. Les réductions de coût pour le pays développé sont très volatiles et dépendent du scénario SSP. Les gains pour l'UE vont de 20% (SSP3) à 75% (SSP5) et pour les USA de 0% (SSP3) à 39% (SSP5). Pour le scénario SSP3, les prix du carbone en marché séparé sont très proches entre la Chine et les US, de fait, les perspectives d'amélioration de l'efficacité économique offerte par la mise en place de coopérations, quelles qu'elles soient (i.e. avec ou sans restriction) sont minimales.

Pour la Chine, les variantes de PIB ne changent que faiblement les bénéfices tirés de l'échange de permis avec un pays développé. En effet, les gains pour la Chine sont toujours très faibles lors de liaisons bilatérales, car la rente qu'elle en retire est minimale. Ainsi le gain pour la Chine reste inférieur à 3% de son coût national sauf dans le cas du scénario SSP5 qui permet un gain de 10% pour un marché bilatéral avec l'UE ou avec les USA. Les résultats sont beaucoup plus contrastés pour un linking trilatéral qui permet des gains quasi nuls pour un scénario SSP3 et une réduction de 43% de son CN pour le scénario SSP5. Néanmoins pour tous les scénarios sauf pour le SSP5, la Chine est toujours le pays qui tire le moins de gains d'un accord international d'échange de permis. L'Europe est toujours, quels que soient le scénario et le type de linking (bilatérale ou trilatérale), le pays qui tire le plus de gain au linking, et ce, de manière très significative. L'ensemble de ces résultats sont convergents avec les résultats de la littérature cités en première partie. C'est pourquoi nous étudions et quantifions, à l'aide de ce protocole de scénarisation, l'impact à la mise en place de taux de change et de taux de décote. Étant donné les faibles écarts de prix du carbone et les faibles gains aux échanges de quotas dans le scénario SSP3, nous concentrons notre analyse dans la suite sur les scénarios SS1, SSP2, SSP4 et SSP5.

### 5.3.2 Analyse de l'incertitude sur les résultats du linking bilatéral

#### Comparaison des résultats entre les scénarios SSP

Nous étudions dans cette section les impacts à la mise en place de taux de change et de taux de décote dans le cadre de marchés bilatéraux entre d'un côté la Chine et de l'autre l'UE ou les USA. En se référant à la partie analytique, nous déterminons, dans le cas d'un marché EU-Chine et US-Chine les valeurs remarquables de taux de change  $i_{max}$ ,  $i_{opt}$  et  $i_{eq}$  et de taux de décote  $\rho_{eq}$  et  $\rho_{max}$  pour les quatre SSP étudiés. Pour rappel  $i_{max}$  correspond au rapport des prix entre les deux juridictions qui lient leur ETS,  $i_{opt}$  est le taux de change qui permet les gains maximums pour la Chine,  $i_{eq}$  et  $\rho_{eq}$  les ratios qui permettent un gain relatif équivalent pour le pays développé et la Chine et  $\rho_{max}$  le taux de décote maximum avant que le linking ne devienne plus avantageux pour l'un des pays. L'ensemble des résultats sont décrits dans la Figure 33 pour le cas UE-Chine et dans la Figure 34 pour USA-Chine. Nous analysons les résultats à partir de cinq caractéristiques :

La variation des valeurs remarquables entre les quatre SSP. Les taux de change permettant un gain maximal pour la Chine,  $i_{opt}$  (points violets sur les Figure 33a et Figure 34a), et ceux permettant le même gain, par rapport à des marchés séparés, pour la Chine et son partenaire,  $i_{eq}$  (points noirs sur les Figure 33a et Figure 34a), sont assez proches pour tous les scénarios SSP. L'impact d'une variation des taux de croissance sur ces valeurs de taux de change est donc relativement faible. Dans le cas des taux de décote (Figure 33b et Figure 34b), la variation de  $\rho_{max}$  et  $\rho_{eq}$  sont comprises dans un intervalle encore plus resserré. Les valeurs de  $\rho_{eq}^{UE}$  et  $\rho_{eq}^{US}$ , qui permettent une égalité des gains relatifs à l'échange sont très similaires entre tous les scénarios : pour le marché avec l'UE les ratios sont compris entre 1,9 et 2,1 et pour le marché avec les US entre 1,3 et 1,5.

La variation des gains à l'échange pour la Chine. Dans la Figure 33c et Figure 34c nous indiquons les réductions maximum attendues par la Chine dans chacun des scénarios : Sans Restrictions (SR), avec un taux de change ( $i_{opt}$ ) et avec un taux de décote ( $\rho_{max}$ ). Nous constatons qu'en full linking (liaison sans restrictions) et pour chaque SSP les gains pour la Chine sont toujours bien plus faibles que les réductions de coûts dont bénéficient l'Europe ou les États-Unis. Le constat reste le même est donc une erreur dans l'estimation à 2030 des niveaux de richesse n'influence pas l'intérêt d'appliquer des mécanismes de restriction aux échanges pour inciter la participation de la Chine à un accord de linking. Par contre la baisse

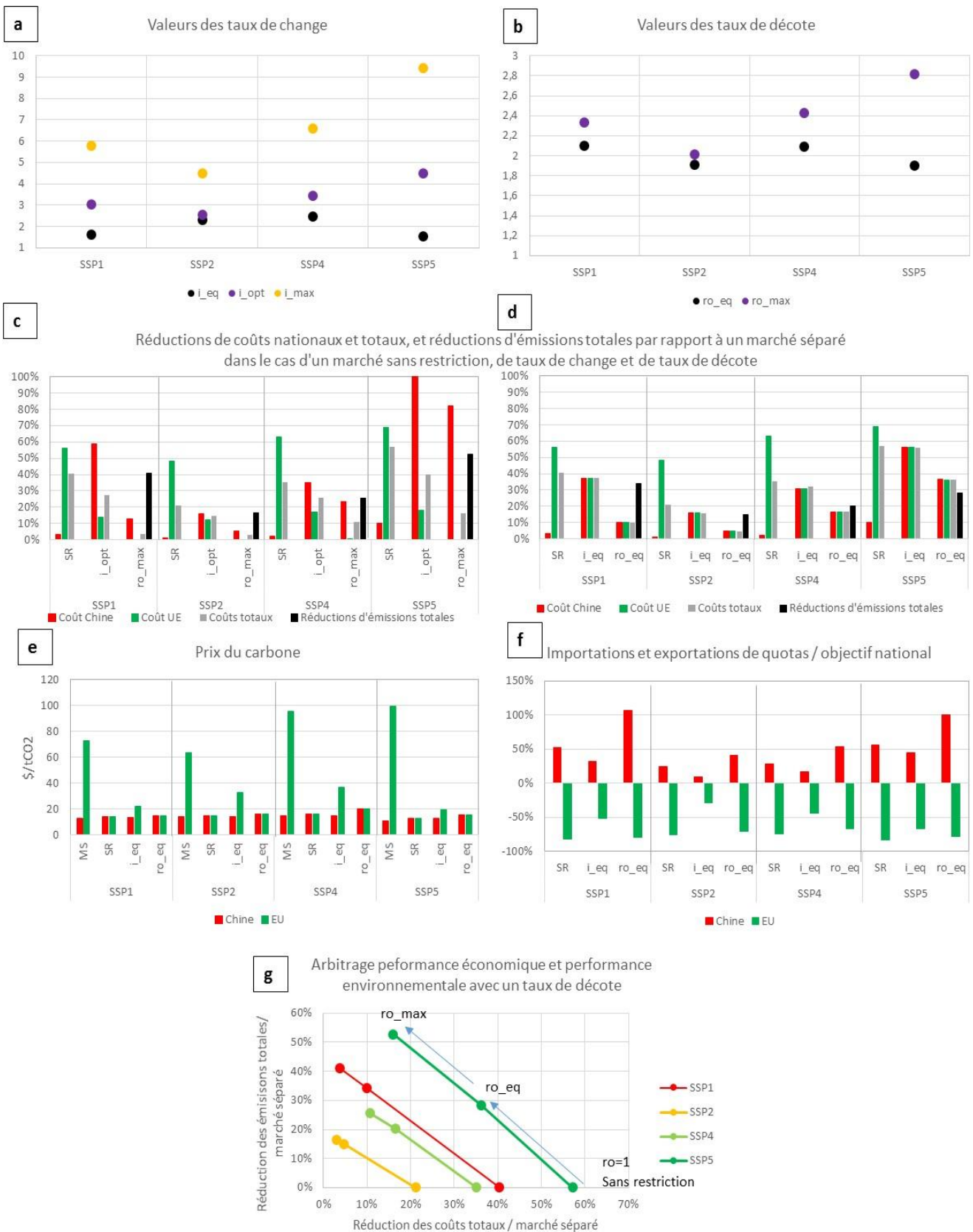
des CN pour la Chine suite à la mise en place de taux de conversion peut être considérablement différente selon le PIB des pays. Dans le cas d'un taux de change, pour une coopération Chine-UE (Chine-USA), la réduction peut aller de 18% à 100% (6% à 50%) et dans le cas de taux de décote, de 5% à 81% (2% à 35%) suivant si l'on se situe dans SSP2 ou SSP5.

La modification de l'équilibre des gains relatifs. Dans la Figure 33d et Figure 34d nous comparons la réduction des CN et du CT par rapport à une segmentation des systèmes de permis négociables. Le constat est claire, pour les quatre SSP le taux de change  $i_{eq}$  permet une diminution équivalente des coûts pour la Chine et son partenaire par rapport à un fonctionnement isolé et cela avec une perte d'efficience globale faible par rapport au full linking. Cette perte d'efficience est plus grande dans le cas d'un taux de décote, mais se fait avec une augmentation importante des quantités totales réduites. En définitive, une variation des PIB à 2030 n'impact pas la dynamique observée pour  $i_{eq}$  et  $\rho_{eq}$ : le taux de change permet un équilibre des gains avec une faible perte économique globale par rapport au full linking et le taux de décote permet un équilibre des gains avec une perte économique globale plus importante, mais il a la capacité d'accroître de manière substantielle les réductions de GES au-delà des objectifs fixés par les pays.

L'évolution des prix et des importations de permis. Pour les prix (Figure 33e et Figure 34e), la coopération bilatérale avec la Chine, qu'elle soit sans restriction ou avec un taux de conversion ( $i_{eq}$  ou  $\rho_{eq}$ ) permet de stabiliser les prix autour de 15€ et 20€ respectivement pour USA-Chine et Europe-Chine indépendamment de la configuration SSP. Au niveau des importations (Figure 33f et Figure 34f), les quantités achetées par les États-Unis ou l'Union européenne évoluent fortement selon les prévisions de richesse à 2030 pour les deux taux de conversion. En effet, le nombre de permis importé par le pays développé peut doubler voire tripler selon le scénario SSP. Toutefois, nous conservons le résultat suivant : le taux de change permet dans tous les cas de limiter plus fortement les quantités importées par les USA et l'UE relativement au taux de décote qui influence peu, pour les pays développés, la part de l'objectif réalisé via l'achat de permis.



**Figure 33 : Evaluation de taux de change ou taux de décote pour un linking bilatéral entre la Chine et l'UE pour les scénarios SSP1, SSP2, SSP4 et SSP5**



Source : l'auteur, d'après les résultats des simulations effectuées sous Mathematica

NB: MS= Marchés Séparés; SR= linking Sans Restriction

**Figure 34 : Evaluation de taux de change ou taux de décote pour un linking bilatéral entre la Chine et les USA pour les scénarios SSP1, SSP2, SSP4 et SSP5**



Source : l'auteur, d'après les résultats des simulations effectuées sous Mathematica

NB: MS= Marchés Séparés; SR= linking Sans Restriction

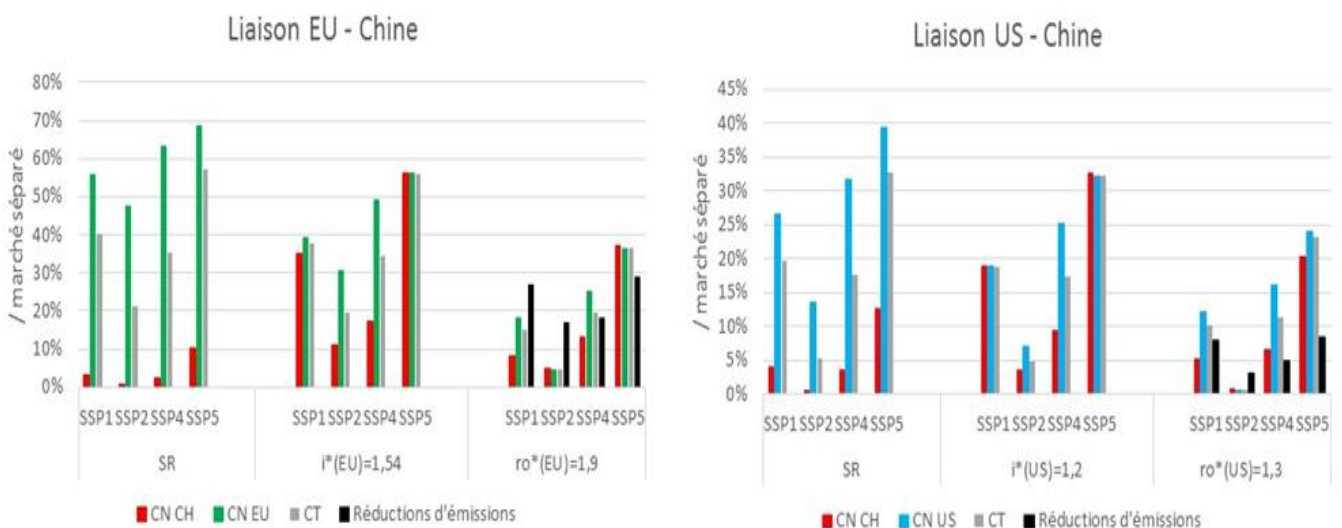
L'évolution de l'arbitrage entre efficacité environnementale et efficacité économique avec un taux de décote (Figure 33g et Figure 34g). Si l'on considère le full linking comme point de départ, alors on observe que le rapport performance environnementale et performance économique forme des isoquants pour chaque SSP. En d'autres termes, le profil reste inchangé : plus le taux de décote augmente, plus la réduction du CT, par rapport à des marchés séparés, diminue et plus les quantités totales réduites augmentent.

Taux de conversion intéressant pour chaque scénario SSP

Nous déterminons ici dans quelle mesure certaines valeurs de taux de change ou de taux de décote garantissent, pour tous les scénarios, un meilleur partage des réductions de coûts tout en préservant une certaine efficacité économique globale voire en induisant une augmentation des réductions totales d'émissions.

Pour les taux de change, la valeur  $i_{UE}^* = 1,54$  pour Chine-UE et  $i_{US}^* = 1,2$  pour Chine-USA, garantit une répartition la plus équilibrée entre les deux parties prenantes aux marchés pour l'ensemble des scénarios. La Figure 35 montre le partage des gains entre les parties prenantes que permet ce taux de change  $i^*$  que l'on peut comparer à une situation de full linking. Nous constatons notamment que la réduction du CT baisse que faiblement tandis que l'écart, des gains tirés de l'échange, entre la Chine et son partenaire diminue fortement. Au-delà de ces valeurs  $i^*$ , les taux de change se rapprochent des valeurs  $i_{opt}$  pour plusieurs SSP et conduisent à une perte d'efficacité plus importante.

**Figure 35 : Répartition de la réduction des CN, du CT et des quantités supplémentaires réduites par rapport à des marchés séparés dans tous les scénarios**



Source : l'auteur, d'après les résultats de simulations effectuées sous Mathematica

Pour les taux de décote, les valeurs  $\rho_{UE}^* = 1,9$  et  $\rho_{US}^* = 1,3$  respectivement pour un linking Chine-UE et Chine-USA sont les taux de décote les plus élevés qui puissent être considérés pour que les pays développés puissent tirer des gains à l'échange. Au-delà de ces valeurs, on se rapproche très vite d'une situation qui conduit à un gain nul pour l'UE et les USA dans un scénario SSP2. À partir de ces ratios, plus la valeur du taux de décote se rapproche de 1, plus l'efficacité économique est privilégiée par rapport à l'efficacité environnementale et plus le gain pour le pays importateur augmente au détriment du gain pour la Chine, ceci indépendamment du scénario SSP. En définitive, ces valeurs garantissent une augmentation des gains à l'échange pour la Chine dans tous les scénarios, elles permettent d'équilibrer la réduction des coûts entre pays développés et la Chine et augmentent en moyenne de 20% et 7% les réductions d'émissions de GES respectivement dans le cas Chine-UE et Chine-USA.

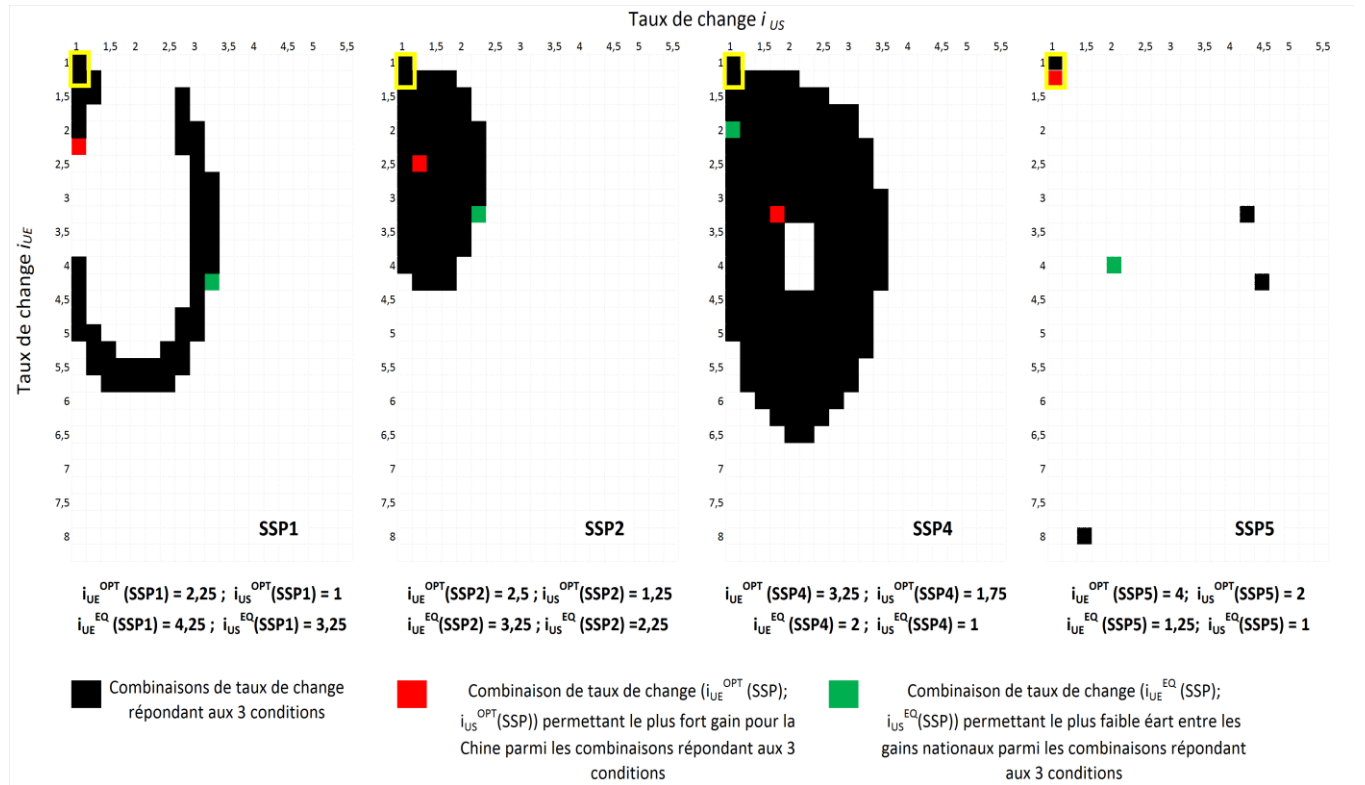
### 5.3.3 Analyse de l'incertitude sur les résultats du linking multilatéral

Nous élargissons, dans cette section, l'analyse d'impact aux marchés trilatéraux entre la Chine, l'UE et les USA. Nous identifions les combinaisons intéressantes qui permettraient de lever les obstacles identifiés dans le chapitre précédent, à savoir un gain à l'échange faible pour la Chine, des quantités de permis importées par les pays développés trop importantes. Pour cela, nous sélectionnons dans l'ensemble des combinaisons de taux de conversion celles qui garantissent à la fois i) des réductions des coûts pour l'UE et les USA par rapport à des marchés séparés, ii) des réductions de coûts supérieures au full linking pour la Chine et iii) une réduction de l'écart moyen des coûts nationaux entre les trois régions par rapport au full linking.

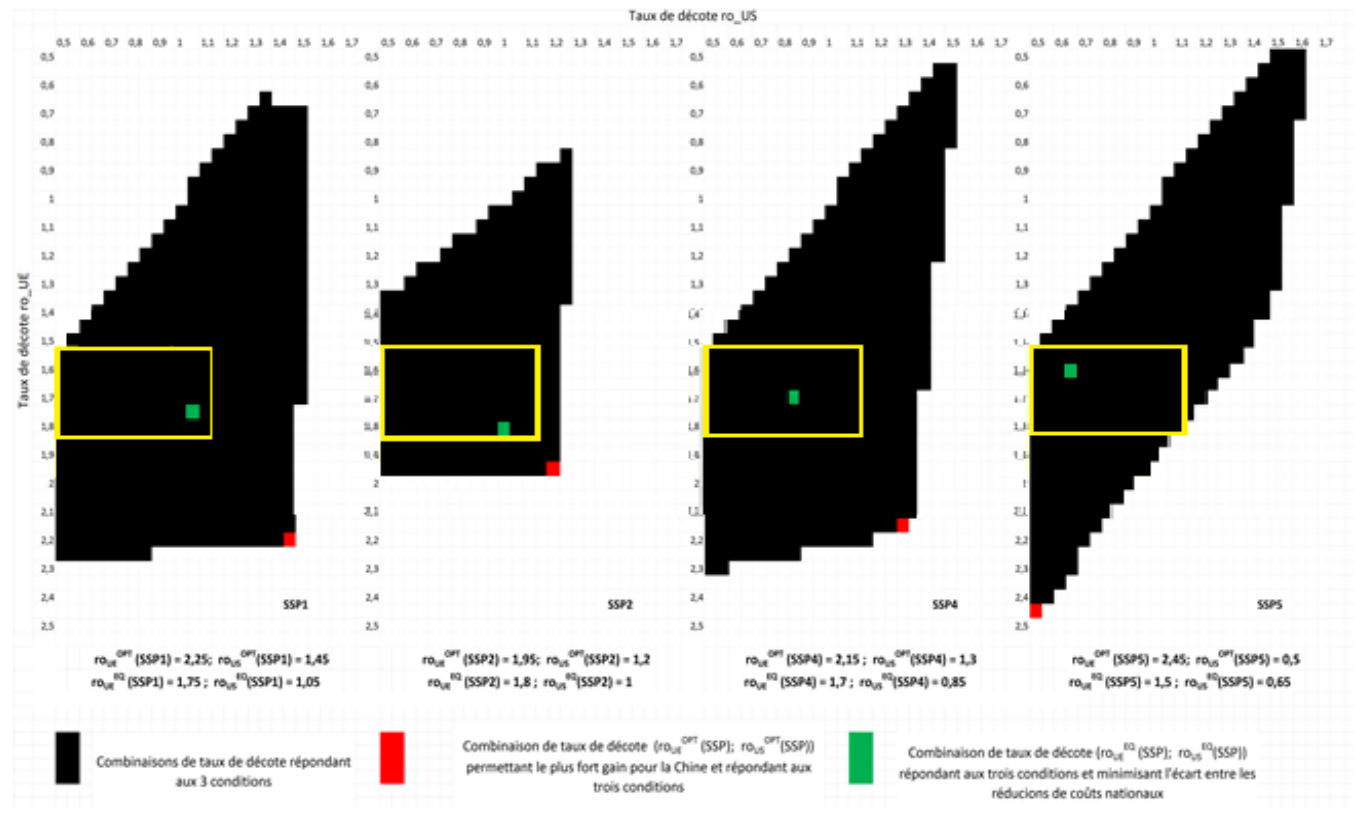
En d'autres termes, nous conservons uniquement les couples de ratios qui permettent une amélioration économique pour les pays développés par rapport à un fonctionnement de manière isolée, une amélioration de la situation chinoise par rapport au full linking et un meilleur partage des gains à l'échange que le full linking. Ces trois conditions conduisent aux combinaisons coloriées en noir pour le taux de change et le taux de décote dans la Figure 36. Il est également repéré, dans cette sélection, les couples de taux de conversion qui, pour chaque scénario SSP, permettent de maximiser le gain économique pour la Chine (cases rouges dans la Figure 36) et ceux qui conduisent à une minimisation de l'écart des gains entre les trois régions (cases vertes). Les cadres jaunes désignent les combinaisons de taux qui garantissent les trois conditions pour les quatre scénarios SSP.

Figure 36 : Combinaisons de taux de conversion conduisant pour chaque SSP

Taux de change



Taux de décote

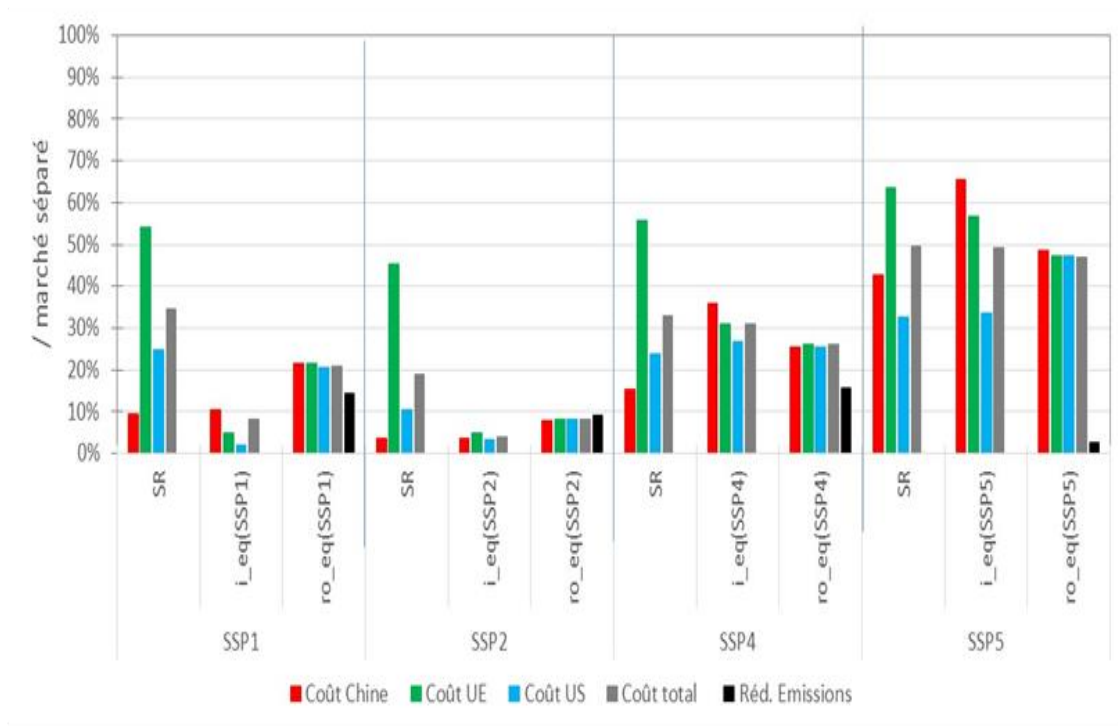


Source : l'auteur, d'après les résultats des simulations effectuées sous Mathematica

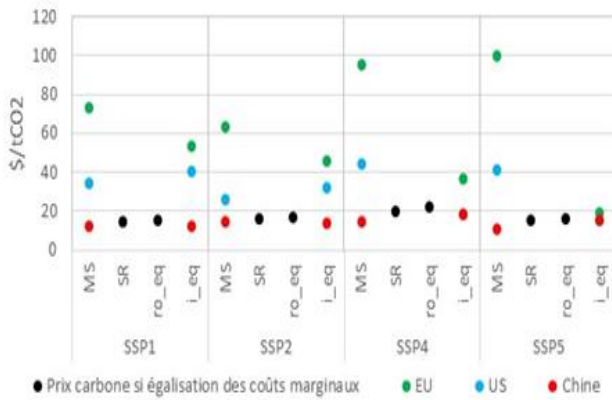
Le principal constat qui peut être fait est la faible marge de manœuvre dans le cas d'une liaison multilatérale pour la définition des taux de conversion. En effet, afin de remplir les trois conditions pour tous les scénarios de croissance économique, le taux de change européen doit être entre 1 et 1,5 et le taux de change américain entre 1 et 1,2. Pour le taux de décote, les ratios doivent être compris dans l'intervalle [1,5 ; 1,9] pour l'UE et [0,5 ; 1,1] pour les USA. Nous avons choisi cet encadrement, car il permet d'intégrer la combinaison de taux de décote qui réduit au maximum l'écart des gains à l'échange entre les trois pays (case verte de la Figure 36).

Le respect des trois conditions se complexifie donc pour la Chine avec l'augmentation du nombre de partenaires. Le couple de taux de change qui permet d'équilibrer entre les pays le pourcentage de réduction par rapport à une situation sans linking est très largement différent selon le scénario SSP. De plus, les résultats économiques attendus de ces couples de valeurs sont également très différents entre chaque SSP. En effet, en observant la réduction des CN pour chaque SSP dans la Figure 37 (graphique du haut), nous constatons une forte disparité (pour plus de détails voir la Figure 39 en annexe de la Thèse). Sous l'hypothèse que les pays parviennent à déterminer les taux de change pour lesquels les gains à l'échange sont équilibrés entre les pays, le montant de ces gains est dépendant des évolutions de richesse. Ils peuvent aller de 3% de réduction des CN dans SSP2 à 50% dans SSP5. Pour le taux de décote, le couple de ratios qui permet l'équilibre des gains entre les trois pays est beaucoup moins disparate entre les scénarios de croissance économique (voir Figure 36). L'évolution du PIB influence donc moins la définition du couple de taux de décote permettant équilibre des gains. De plus, la variation du prix de la tonne de CO<sub>2</sub> et des quantités échangées sont assez faibles entre tous les SSP (Figure 37). Le taux de décote est ainsi moins sensible aux évolutions des niveaux de richesses que le taux de change en coopération multilatérale.

**Figure 37 : Impact sur les coûts nationaux, totaux et sur les réductions d'émissions totales de valeurs remarquables dans le cadre d'un linking trilatéral**



Prix du carbone selon les différentes configurations de marchés



Importations de quotas / objectif



Source : l'auteur, d'après les résultats des simulations effectuées sous Mathematica



## 5.4 Conclusion du chapitre 5

A l'aide d'une simulation numérique, nous avons vu que l'instauration de taux de change ou de taux de décote permettrait de répondre à certaines des limites soulevées par le linking de systèmes de permis négociables. Nous validons premièrement, à travers notre description analytique et notre étude de cas, les résultats tirés de la littérature académique. En effet nous confirmons que les mécanismes de restriction aux échanges permettent de contrôler des flux de permis entre juridictions, de neutraliser les comportements non-coopératifs du partenaire et de limiter les effets négatifs de systèmes structurellement différents. À cela, nous ajoutons quatre avantages majeurs à la mise en place de taux de conversion :

- i. Ils constituent un moyen efficace d'accroître les gains à l'échange de permis pour la Chine. Le chapitre précédent a mis en avant l'intérêt limité pour les pays en développement de créer un marché unifié avec les pays de l'OCDE. Ces deux mécanismes de restrictions permettent de réajuster voire d'équilibrer les gains entre les partenaires. Cela est en mesure d'accroître considérablement l'acceptabilité politique de la Chine à vendre des permis aux pays du Nord.
- ii. Le taux de change permet de conserver une déconnexion des prix des permis. Le montant de la valeur carbone n'ayant pas le même effet en Chine qu'en Europe, un prix différent peut être souhaité. La Chine peut être réticente à un prix de la tonne de CO<sub>2</sub> trop élevé qui pénaliserait son développement économique. L'Europe souhaite faire augmenter le prix sur son marché de permis jugé encore trop faible pour inciter les investissements avec un horizon de plus long terme.
- iii. Le taux de décote améliore l'efficacité environnementale puisqu'il accroît les quantités globales réduites de GES. Les objectifs de réduction des émissions sont dépassés avec la mise en place d'un tel ratio sur les quantités importées par l'UE ou les USA à la Chine.
- iv. Les taux de conversion renforcent l'efficacité économique par rapport à une segmentation des marchés. Le coût total de la politique climatique diminue avec le linking des ETS, même dans le cas d'une mise en place de ces mécanismes.

Toutefois, il existe des différences radicales entre les deux types de taux. Dans le cas du taux de décote, des réductions d'émission supplémentaires sont possibles, mais l'impact sur les quantités échangées est assez faible comparativement au taux de change. Il donne un prix

unique sur les marchés liés qui peut être un moyen efficace pour parvenir au full linking, mais peut poser des problèmes d'acceptabilité politique. L'intérêt d'avoir une homogénéisation ou une déconnexion de la valeur carbone entre les pays est dépendant des raisons justifiant la volonté de linking.

Dans le cas d'un taux de change, la perte d'efficacité économique par rapport au full linking est moindre que celle avec un taux de décote. Nous avons également vu que la sensibilité des valeurs de taux de change aux évolutions de PIB est beaucoup plus grande que pour des taux de décote. Ceci renvoie donc à la résilience des performances de taux de change ou de taux de décote aux incertitudes sur les évolutions futures et sur les défis que représenteront les défis de l'atténuation et de l'adaptation. En effet si l'on considère les SSP comme décrivant l'ensemble des évolutions futures possibles, l'identification d'une plage de valeurs de taux de change et de taux de décote commune pour l'ensemble des SSP et répondant à nos problématiques est essentielle. Ces plages de valeurs sont décrites dans le Tableau 23 pour les trois couvertures géographiques de marché envisagées.

Ces plages de valeurs sont plus restreintes dans le cas des taux de change que dans le cas de taux de décote. Par contre, il apparaît également une certaine compatibilité entre les valeurs identifiées pour les taux de change dans le cas de coopérations bilatérales et trilatérales, ce qui n'est pas le cas dans pour les taux de décote. En effet, la plage de valeurs identifiées pour  $\rho^{US}$  dans le cas d'un marché bilatéral est totalement disjoint de la plage de valeurs identifiée pour un linking trilatéral. Ceci pose donc un problème dans le cadre de liaisons successives avec par exemple l'élaboration d'un accord Chine-US suivi par l'élargissement de ce marché bilatéral à trilatérale.

**Tableau 23 : Plages de valeurs de  $\rho$  et  $i$  garantissant les trois conditions pour l'ensemble des SSP**

	Taux de décote		Taux de change	
	$\rho^{UE}$	$\rho^{US}$	$i_{EU}$	$i_{US}$
Marché bilatéral EU-Chine	[1 ; 1,9]		[1 ; 1,5]	
Marché bilatéral US-Chine		[1 ; 1,3]		[1 ; 1,2]
Marché trilatéral	[1,5 ; 1,9]	[0,5 ; 1,1]	[1 ; 1,5]	[1 ; 1,25]

Les taux de conversion peuvent donc être un moyen de favoriser le linking des systèmes de permis négociables et ainsi permettre l'amélioration du triptyque : efficacité économique, acceptabilité politique et efficacité environnementale par rapport à une segmentation des marchés.



# Conclusion générale

---

Ce travail de recherche a permis de révéler le bienfondé de l'adaptation structurelle des systèmes de permis négociables aux contextes politico-économiques des différentes zones réglementées. L'échec de l'approche top-down a bien montré la nécessité de l'ajustement des ETS aux spécificités nationales. Et de fait, la logique ascendante, ou bottom-up, suivie et confirmée lors de la conférence de Paris (COP 21) entraîne le développement d'une approche de gouvernances climatiques polycentriques et multiniveaux qui entraîne une certaine hétérogénéité des ETS. De plus, la diffusion de ces marchés n'est ni généralisée à l'ensemble des pays ni associée à tous les secteurs. Dans ce contexte, la formation d'un prix unique du carbone ne serait ni préférable d'un point de vue environnemental ni probablement acceptable politiquement. Nous défendons donc la mise en place de mécanismes de cloisonnement sectoriel et de restrictions aux échanges internationaux de permis.

Pour parvenir à cette conclusion générale, nous sortons du cadre théorique strict qui raisonne exclusivement en termes d'efficacité environnementale et d'efficience économique. Nous ajoutons la variable de l'acceptabilité politique. C'est à partir de ces trois principes fondamentaux que nous avons construit notre réflexion qui débute par une analyse fine du design des systèmes de permis négociables. Dans une première partie, nous avons ainsi identifié les éléments structurants de la configuration des ETS à partir d'une analyse empirique des économies Européenne, Chinoise et États-Unienne, d'une observation institutionnelle de l'ETS européen, des programmes pilotes chinois et de l'ETS californien et d'une analyse prospective de ces marchés. Cet examen a fait émerger sept principaux critères influençant la manière dont se construisent les ETS tels que l'échelle administrative de la zone réglementée, son tissu économique, son niveau de développement...

Incontestablement, le fait d'avoir un système qui se situe dans une région développée ou émergente, un marché qui se place à un niveau local ou national, une tertiarisation plus ou moins poussée de l'économie, une concentration des émissions de GES dans un nombre restreint d'entreprises, tous ces facteurs vont déterminer la configuration du système de permis négociables. Pour garantir l'efficacité environnementale, mais également l'acceptabilité politique, les ETS existants ont été élaborés de manière à répondre aux exigences culturelles, structurelles et conjoncturelles de la zone réglementée. C'est

notamment le cas dans le choix, pour un secteur donné, des entités qui devront répondre à la conformité de la politique climatique, c'est à dire dans le choix de localisation du point de conformité.

Nous déduisons de ce travail de recherche que cette décision est contingente au pays et aux secteurs considérés. Nous confirmons que la définition des parties prenantes à l'ETS n'impacte pas l'efficacité du système, c'est-à-dire sa capacité à inciter la diminution des émissions de GES. Cependant nous observons que le choix du point de conformité va déterminer la complexité du système, les évolutions technologiques et les coûts de transaction associés à la politique. C'est pourquoi nous préconisons, pour le secteur transport, une intégration des producteurs et distributeurs de pétrole dans l'ETS, tandis que pour le secteur électrique la décision sur le point de conformité dépendra des conditions dans lequel va se développer l'ETS. Ainsi l'UE inclut les centrales de production électrique dans son ETS, les programmes pilotes chinois réglementent les consommateurs d'électricité et enfin la Californie les producteurs et les importateurs de cette énergie secondaire. Ces adaptations sont nécessaires pour limiter les effets de "pass-through", éviter les contradictions avec la structure économique de la zone ou encore inciter les évolutions technologiques.

À partir d'une modélisation d'un hypothétique système national de permis négociables en Chine, nous montrons que placer le point de conformité sur les grands consommateurs permettrait au gouvernement chinois de garder un contrôle sur les prix de l'électricité tout en incitant à une réduction de la demande en électricité et un développement de centrales de production moins carbonées. La dérégulation du secteur électrique chinois n'apporterait que très peu d'avantages dans la lutte contre les émissions de GES. Cette conclusion indique également qu'un marché du carbone peut fonctionner dans une économie régulée qui effectue un contrôle sur le prix des produits.

Finalement, l'adaptation du design système de permis négociables à la structure économique est nécessaire pour créer les conditions de l'adhésion nécessaire des acteurs. Dans cette thèse nous soulignons également que l'adaptation des systèmes peut aller jusqu'à la nécessité d'un cloisonnement sectoriel, c'est-à-dire à la création de plusieurs marchés distincts dans une même zone. En effet, la création d'un ETS commun à l'industrie, à l'électricité et au secteur transport soulève plusieurs types de difficultés. Notre recherche montre l'intérêt de segmenter les systèmes afin de limiter la pression sur la compétitivité internationale des industries.

Dans le secteur des transports, il apparaît nécessaire de modifier le comportement des usagers et d'inciter les évolutions technologiques. Nous défendons également la nécessité d'un mix de politiques permettant la réalisation de réduction des émissions à tous les niveaux de ce secteur. L'approche par une combinaison de politiques garantit ainsi l'implication des consommateurs et des fournisseurs de carburant, mais également des constructeurs automobiles, ce que ne permet pas une politique unique.

Dans une seconde partie, nous avons analysé une autre caractéristique de la structure des ETS : l'extension géographique. Toujours à partir du triptyque, efficacité économique, efficacité environnementale et acceptabilité politique, nous avons étudié l'impact d'un linking des systèmes régionaux de permis négociables. Nous avons retenu quatre éléments susceptibles d'influencer la décision de linking : la différence relative des coûts marginaux de réduction entre les ETS concernés, le niveau de proximité structurelle des ETS, le nombre d'ETS en fonctionnement et la capacité de négociation des gouvernements. Dans le cas d'une coopération entre un éventuel marché chinois et un marché européen ou américain, l'écart entre les CmR génère une perte de co-bénéfices pour l'UE ou les USA qui importent de Chine une part importante des permis correspondant leur objectif de réduction. Cela poserait à l'évidence des problèmes d'acceptabilité politique. L'avantage économique pour l'économie chinoise serait également limité. Le pays ne réduit que faiblement le coût de sa politique climatique comparé au risque d'une perte de compétitivité suite à l'augmentation de la valeur carbone.

À la suite de ces conclusions, nous préconisons l'instauration de mécanismes de restriction aux échanges internationaux de permis comme un moyen pour réduire le coût global de la politique climatique tout en améliorant la répartition des gains à l'échange et en limitant la part de l'objectif de réduction réalisée via l'achat de permis.

En effet, la mise en place d'un dispositif de conversion est intéressante pour tous les pays. De manière générale les taux de conversion renforcent l'efficacité économique des ETS par rapport à un fonctionnement isolé des marchés et permettent de limiter les problèmes soulevés par le full linking. Ils proposent ainsi une solution intermédiaire entre la segmentation des ETS et la liaison totale des ETS, permettant de capter une partie des avantages de ces deux situations. En effet, la liaison avec taux de conversion garantit un contrôle sur les quantités de permis échangées et accroît l'incitation financière de la Chine à

lier son marché. Nous notons toutefois des résultats différents selon le mécanisme de restriction utilisé. À partir de simulations numériques, nous avons retenu quatre observations :

- un taux de change<sup>33</sup> permet de réduire les flux de permis et d'accroître considérablement le surplus financier issu de la vente de permis pour la Chine par rapport au “full linking”.
- un taux de décote<sup>34</sup> améliore, quant à lui, l'efficacité environnementale de la politique en augmentant les quantités totales réduites d'émissions de GES.
- un taux de décote permet d'avoir des prix homogènes des permis, contrairement au taux de change qui conserve des prix différents entre les ETS.
- les résultats du taux de change sont moins sensibles aux variations de PIB que les résultats associés au taux de décote.

Finalement, il apparaît que les fortes différences dans les ambitions des politiques climatiques des pays et la diffusion limitée des systèmes de permis négociables au niveau sectoriel et régional rendent, à l'heure actuelle, impossible et contestable la construction d'un marché global du carbone, avec un prix unique et international des permis. En d'autres termes, un prix unique du permis pour tous les secteurs risque de soulever des problèmes environnementaux de lock-in carbone et d'engendrer des pertes de compétitivité industrielle, politiquement inacceptables. Un prix unique pour tous les pays ne serait également pas approprié, car l'équilibre du marché se ferait au détriment des pays avec le coût marginal de réduction le plus faible. La segmentation sectorielle au sein d'une zone réglementée et la mise en place de taux de conversion pour contrôler les échanges internationaux de permis seraient nécessaires pour progresser vers une gestion des émissions de gaz à effet de serre plus efficace – d'un point de vue environnemental – et plus efficiente – d'un point de vue économique – mais également, de manière paradoxale, plus globale et plus universelle.

---

<sup>33</sup> Le taux de change accroît la valeur financière des quotas importés. Les prix sur les deux marchés liés ne sont pas homogènes ; il n'y a alors pas de prix unique du carbone.

<sup>34</sup> Le taux de décote est défini de façon qu'il fasse évoluer la valeur métrique du quota. Le quota importé sera équivalent à plus ou moins une tonne de GES pour la conformité des entités. Le taux de décote permet d'ajuster la valeur qualitative du quota et ainsi accroître ou diminuer la quantité nécessaire pour satisfaire l'équivalent d'une tonne.







# Bibliographie

---

- Abrell, J., 2011. Transport under emission trading: a computable general equilibrium assessment.
- Achtnicht, M., von Graevenitz, K., Koesler, S., Löschel, A., Schoeman, B., Reaños, T., Angel, M., 2015. Including road transport in the EU-ETS: An alternative for the future? ZEW Gutachten/Forschungsberichte.
- Adelman, M.A., Jacoby, H.D., 1977. Alternative methods of oil supply forecasting.
- Ahamada, I., Kirat, D., 2011. L'impact de la contrainte carbone sur le secteur électrique. *Rev. Déconomie Polit.* 121, 259. <https://doi.org/10.3917/redp.212.0259>
- Ahlheim, M., Schneider, F., 2002. Allowing for household preferences in emission trading—A contribution to the climate policy debate. *Environ. Resour. Econ.* 21, 317–342.
- Air Resources Board, 2017. California Greenhouse Gas Emission Inventory (Emission Inventory Analysis No. 2017 Edition of the GHG Emission Inventory). California Environmental Protection Agency, Sacramento, California.
- Alberola, E., Solier, B., 2012. L'inclusion de l'aviation internationale dans le système européen d'échange de quotas de CO<sub>2</sub> : un premier pas vers un système mondial? *CDC Clim.* 36.
- Aldy, J., Pizer, W., 2014. Comparability of effort in international climate policy architecture.
- Aldy, J.E., 2015. Evaluating Mitigation Effort: Tools and Institutions for Assessing Nationally Determined Contributions.
- Alexeeva, V., Anger, N., 2016. The globalization of the carbon market: Welfare and competitiveness effects of linking emissions trading schemes. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 21, 905–930. <https://doi.org/10.1007/s11027-014-9631-y>
- Andrews-Speed, P., 2012. China's Long Road to a Low-Carbon Economy: An Institutional Analysis. *Transatl. Acad. Pap. Ser.* 26.
- Anger, A., 2010. Including aviation in the European emissions trading scheme: Impacts on the industry, CO<sub>2</sub> emissions and macroeconomic activity in the EU. *J. Air Transp. Manag.* 16, 100–105. <https://doi.org/10.1016/j.jairtraman.2009.10.009>
- Anger, N., 2008. Emissions trading beyond Europe: Linking schemes in a post-Kyoto world. *Energy Econ.* 30, 2028–2049. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2007.08.002>
- Anger, N., Böhringer, C., Moslener, U., 2007. Macroeconomic impacts of the CDM: the role of investment barriers and regulations. *Clim. Policy* 7, 500–517.
- Auvinen, H., Clausen, U., Davydenko, I., Diekmann, D., Ehrler, V., Lewis, A., 2014. Calculating emissions along supply chains — Towards the global methodological harmonisation. *Res. Transp. Bus. Manag.* 12, 41–46. <https://doi.org/10.1016/j.rtbm.2014.06.008>
- Bakker, S., de Coninck, H., Groenenberg, H., 2010. Progress on including CCS projects in the CDM: Insights on increased awareness, market potential and baseline methodologies. *Int. J. Greenh. Gas Control* 4, 321–326. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2009.10.011>
- Baliatti, A.C., 2016. Trader types and volatility of emission allowance prices. Evidence from EU ETS Phase I. *Energy Policy* 98, 607–620. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.09.006>
- Bang, G., Victor, D.G., Andresen, S., 2017. California's Cap-and-Trade System: Diffusion and Lessons. *Glob. Environ. Polit.* 17, 12–30. [https://doi.org/10.1162/GLEP\\_a\\_00413](https://doi.org/10.1162/GLEP_a_00413)
- Baron, R., Bygrave, S., 2002. Towards international emissions trading: design implications for linkages (Information paper). OECD and International Energy Agency.

- Bart, I., 2011. Municipal emissions trading: reducing transport emissions through cap-and-trade. *Clim. Policy* 11, 813–828. <https://doi.org/10.3763/cpol.2009.0019>
- Baumol, W.J., Oates, W.E., 1971. The use of standards and prices for protection of the environment, in: *The Economics of Environment*. Springer, pp. 53–65.
- Bento, A.M., Kanbur, R., Leard, B., 2015. Designing efficient markets for carbon offsets with distributional constraints. *J. Environ. Econ. Manag.* 70, 51–71.
- Betz, R., Sato, M., 2006. Emissions trading: lessons learnt from the 1st phase of the EU ETS and prospects for the 2nd phase. *Clim. Policy* 6, 351–359. <https://doi.org/10.1080/14693062.2006.9685607>
- Blom, M., Kampman, B., Nelissen, D., 2007. Price effects of incorporation of transportation into EU ETS (No. 07.4553.37). CE Delft.
- Bodansky, D., Hoedl, S.A., Metcalf, G.E., Stavins, R.N., 2014. Facilitating linkage of heterogeneous regional, national, and sub-national climate policies through a future international agreement. *Natl. Sub-Natl. Clim. Policies Future Int. Agreem.* Novemb. 1 2014.
- Bode, S., 2003. Implications of Linking National Emission Trading Schemes prior to the Start of the First Commitment Period of the Kyoto Protocol (Working paper No. 214). Hamburgisches Welt-Wirtschafts-Archiv (HWWA), Hamburg, Germany.
- Borenstein, S., Bushnell, J., Wolak, F.A., Zaragoza-Watkins, M., 2015. Expecting the unexpected: emissions uncertainty and environmental market design. National Bureau of Economic Research.
- Brink, C., Vollebergh, H.R.J., van der Werf, E., 2016. Carbon pricing in the EU: Evaluation of different EU ETS reform options. *Energy Policy* 97, 603–617. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.07.023>
- Bristow, A.L., Wardman, M., Zanni, A.M., Chintakayala, P.K., 2010. Public acceptability of personal carbon trading and carbon tax. *Ecol. Econ.* 69, 1824–1837. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.04.021>
- Bureau of Economic Analysis, 2017a. GDP-by-industry. U.S. Department of Commerce, Washington DC, USA.
- Bureau of Economic Analysis, 2017b. Per capita real GDP by state (chained 2009 dollars). U.S. Department of Commerce, Washington D.C.
- Bureau of Economic Analysis, 2017c. California. U.S. Department of Commerce, Washington D.C.
- Burgess, M., 2016. Personal carbon allowances: A revised model to alleviate distributional issues. *Ecol. Econ.* 130, 316–327. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.002>
- Burtraw, D., 2008. Regulating CO<sub>2</sub> in electricity markets: sources or consumers? *Clim. Policy* 8, 588–606. <https://doi.org/10.3763/cpol.2007.0499>
- Burtraw, D., Palmer, K., Munnings, C., Weber, P., Woerman, M., 2013. Linking by Degrees. *Resour. Future* 52p.
- Burtraw, D., Woerman, M., 2013. Technology Flexibility and Stringency for Greenhouse Gas Regulations. *Resour. Future* 13–24.
- Bushnell, J., 2013. A Ton is Never Really a Ton. *Energy Econ. Exch.* University of California, 2.
- Bushnell, J., Chen, Y., Zaragoza-Watkins, M., 2014. Downstream regulation of CO<sub>2</sub> emissions in California's electricity sector. *Energy Policy* 64, 313–323. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.08.065>
- C2ES, 2014. California cap-and-trade program summary.
- Cail, S., Cassisa, C., 2016. The Networked Carbon Markets initiative Partners & Strategy Workshop.

- CaliforniaCarbon.info, 2018. Trading & Auctions [WWW Document]. URL [http://californiacarbon.info/#trading\\_auction](http://californiacarbon.info/#trading_auction) (accessed 3.30.17).
- Carbon trust, 2009. Linking emission trading systems Prospects and issues for business. Carbon trust.
- Castro, P., Michaelowa, A., 2010. The impact of discounting emission credits on the competitiveness of different CDM host countries. *Ecol. Econ.* 70, 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.03.022>
- Chai, J., Yang, Y., Wang, S., Lai, K.K., 2016. Fuel efficiency and emission in China's road transport sector: Induced effect and rebound effect. *Technol. Forecast. Soc. Change* 112, 188–197. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2016.07.005>
- Chang, K., Pei, P., Zhang, C., Wu, X., 2017. Exploring the price dynamics of CO<sub>2</sub> emissions allowances in China's emissions trading scheme pilots. *Energy Econ.* 67, 213–223. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2017.07.006>
- Chang, Y.-C., Wang, N., 2010. Environmental regulations and emissions trading in China. *Energy Policy* 38, 3356–3364. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.02.006>
- Chavance, B., 2012. *L'économie institutionnelle, Repères*. La Découverte, Paris.
- Chen, Y., Liu, A.L., 2013. Emissions trading, point-of-regulation and facility siting choices in the electric markets. *J. Regul. Econ.* 44, 251–286. <https://doi.org/10.1007/s11149-013-9224-9>
- Chen, Y., Liu, A.L., Hobbs, B.F., 2011. Economic and emissions implications of load-based, source-based, and first-seller emissions trading programs under California AB32. *Oper. Res.* 59, 696–712.
- China Statistical Yearbooks Database, 2015a. Beijing Statistical Yearbook. China Statistics Press, Beijing, China.
- China Statistical Yearbooks Database, 2015b. Guangdong Statistical Yearbook. China Statistics Press, Beijing, China.
- China Statistical Yearbooks Database, 2015c. China Statistical Yearbook. China Academic Journals Electronic Publishing House, Beijing, China.
- China Statistical Yearbooks Database, 2015d. China environment Yearbook. China Environment Yearbook Press, Beijing, China.
- China Statistical Yearbooks Database, 2014a. Shanghai Statistical Yearbook. China Statistics Press, Beijing, China.
- China Statistical Yearbooks Database, 2014b. China Electric Power Yearbook, China Electric Power Press. ed. Editorial Board of China Electric Power Yearbook.
- ChinaCarbon, 2015a. China to start national carbon market with six industrial sectors: NDRC. ChinaCarbon.
- ChinaCarbon, 2015b. Guangdong, Hong Kong sign agreement on carbon market partnership. ChinaCarbon.
- ChinaCarbon, 2014a. Shenzhen to include transportation sector into pilot carbon market [WWW Document]. Chinacarbon.net.cn. URL <http://chinacarbon.net.cn/china-shenzhen-to-include-transportation-sector-into-pilot-carbon-market/> (accessed 11.10.14).
- ChinaCarbon, 2014b. China issues first guidelines for national carbon market. ChinaCarbon.
- ChinaCarbon, 2014c. Guangdong proposes to expand pilot carbon market to 4 southern provinces [WWW Document]. Chinacarbon.net.cn. URL <http://chinacarbon.net.cn/guangdong-proposes-expand-pilot-carbon-market-4-southern-provinces/> (accessed 11.10.14).
- ChinaCarbon.net.cn, 2018. Trading Data [WWW Document]. URL <http://chinacarbon.net.cn/> (accessed 3.30.17).

- Chung, R.K., 2007. A CER discounting scheme could save climate change regime after 2012. *Clim. Policy* 7, 171–176. <https://doi.org/10.1080/14693062.2007.9685647>
- Climate Policy Initiative, 2018. California Carbon Dashboard: Carbon Prices, the Latest News, and California Policy [WWW Document]. URL <http://calcarbodash.org/> (accessed 9.15.14).
- Coase, R.H., 1960. The problem of social cost. *J. Law Econ.* 3, 1–44.
- Cong, R.-G., Wei, Y.-M., 2010. Potential impact of (CET) carbon emissions trading on China's power sector: A perspective from different allowance allocation options. *Energy* 35, 3921–3931. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.06.013>
- Creutzig, F., McGlynn, E., Minx, J., Edenhofer, O., 2011. Climate policies for road transport revisited (I): Evaluation of the current framework. *Energy Policy* 39, 2396–2406.
- Criqui, P., Mima, S., 2001. The EU Tradable Emission Permit System: some policy issues identified with the POLES-ASPEN model.
- Criqui, P., Mima, S., Menanteau, P., Kitous, A., 2015. Mitigation strategies and energy technology learning: An assessment with the POLES model. *Technol. Forecast. Soc. Change* 90, 119–136. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2014.05.005>
- Criqui, P., Mima, S., Viguier, L., 1999. Marginal abatement costs of CO<sub>2</sub> emission reductions, geographical flexibility and concrete ceilings: an assessment using the POLES model. *Energy Policy* 27, 585–601. [https://doi.org/10.1016/S0301-4215\(99\)00051-8](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(99)00051-8)
- Crutzen, P.J., 2002. Geology of mankind. *Nature* n°415. <https://doi.org/10.1038/415023a>
- Cullenward, D., Coghlan, A., 2016. Structural oversupply and credibility in California's carbon market. *Electr. J.* 29, 7–14. <https://doi.org/10.1016/j.tej.2016.06.006>
- Dales, J., 1969. Pollution, Property and Prices. *Can. J. Econ.* 2, 322–324.
- De Sépibus, J., 2008. Linking the EU Emissions Trading Scheme to JI, CDM and Post-2012 International Offsets - A Legal Analysis and Critique of the EU ETS and the Proposals for its Third Trading Period. *SSRN Electron. J.* <https://doi.org/10.2139/ssrn.1283523>
- Declercq, B., Delarue, E., D'haeseleer, W., 2011. Impact of the economic recession on the European power sector's CO<sub>2</sub> emissions. *Energy Policy* 39, 1677–1686. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.12.043>
- Delarue, E.D., Ellerman, A.D., D'haeseleer, W.D., 2008. Short-term CO<sub>2</sub> abatement in the European power sector.
- Desbarats, J., 2009. An analysis of the obstacles to inclusion of road transport emissions in the European Union's emissions trading scheme. *Inst. Eur. Environ. Policy Lond. UK.*
- Després, J., 2015. Modelling the long-term deployment of electricity storage in the global energy system. *Electric power. Université Grenoble Alpes.*
- Dorsch, M.J., Flachsland, C., 2017. A Polycentric Approach to Global Climate Governance. *Glob. Environ. Polit.*
- Duan, M., 2013. Development of China's national emissions trading scheme.
- Eckerhall, D., 2005. The Possibility and Effects of Including the Transport Sector in the EU Emission Trading Scheme (Independent thesis Basic level (professional degree), Department of Mechanical Engineering). Linköping University, Suède.
- Ecofys, 2013a. Mapping Carbon, Pricing Initiatives. World Bank, Washington DC.
- Ecofys, 2013b. Warsaw unpacked: A race to the bottom? (Policy Brief). Ecofys.
- Edelston, B., Armstrong, D., Kirsch, L.D., Morey, M.J., 2009. Electricity Price Impacts of Alternative Greenhouse Gas Emission Cap-and-Trade Programs. *Electr. J.* 22, 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.tej.2009.05.011>
- Edenhofer, O., Creutzig, F., Flachsland, C., McGlynn, E., Minx, J., Brunner, S., 2010. CITIES: Car Industry, Road Transport and an International Emission Trading Scheme—Policy Options. Retrieved Febr. 13, 2015.

- EDF, CDC Climat, IETA, 2015. European Union : an Emissions Trading - Case study. IETA.
- EEX, 2018. European Emission Allowances (EUA) [WWW Document]. URL <https://www.eex.com/en/market-data/environmental-markets/auction-market/european-emission-allowances-auction#!/2017/03/30> (accessed 3.30.17).
- Ellerman, A.D., 2012. Governance issues in a multinational cap-and-trade system: centralization and harmonization, Oxford University Press. ed. Eric Brousseau, Tom Dedeurwaerdere, Pierre-André Jouvét, and Marc Willinger, Oxford, United Kingdom.
- Ellerman, A.D., 2010. The EU emission trading scheme: a prototype global system?, Cambridge University Press. ed. Joseph E. Aldy and Robert N. Stavins, Cambridge, MA.
- Ellerman, A.D., Jacoby, H.D., Zimmerman, M.B., 2006. Bringing Transportation into a Cap-and-Trade Regime (MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change No. 136). Massachusetts Institute of Technology (MIT), Cambridge MA.
- Ellerman, A.D., Marcantonini, C., Zaklan, A., 2014. The EU ETS: Eight Years and Counting. SSRN Electron. J. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2383870>
- Ellis, J., Tirpak, D., 2006. linking ghg emission trading systems and markets. OECD & IEA, Paris.
- Enerdata, 2016. Energy intensity of GDP at constant purchasing power parities (Global Energy Statistical No. Yearbook 2016). Enerdata.
- Enerdata, 2014. Carbon Market Tool (CMT).
- Eucken, W., 1992. The Foundations of Economics. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-77318-1>
- European Central Bank, 2017. Macroeconomic and sectoral statistics (National accounts and output indicators). European Central Bank.
- European Commission, 2017. Proposal for post-2020 CO2 targets for cars and vans, Climate Action. European Commission.
- European Commission, 2016. Towards Low-Emission Mobility (EPSC Strategic Notes No. Issue 17). European Commission.
- European Commission, 2011. Roadmap to a Single European Transport Area – Towards a competitive and resource efficient transport system (WHITE PAPER). European Commission, Brussels, Belgium.
- Eurostat, 2016. Energy balance sheets - 2014 DATA (Statistical Books No. 2016 edition). Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Fan, J., He, H., Wu, Y., 2016a. Personal carbon trading and subsidies for hybrid electric vehicles. *Econ. Model.* 59, 164–173. <https://doi.org/10.1016/j.econmod.2016.07.005>
- Fan, J., Li, J., Wu, Y., Wang, S., Zhao, D., 2016b. The effects of allowance price on energy demand under a personal carbon trading scheme. *Appl. Energy* 170, 242–249. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.02.111>
- Fan, J., Li, Y., Wu, Y., Wang, S., Zhao, D., 2016c. Allowance trading and energy consumption under a personal carbon trading scheme: a dynamic programming approach. *J. Clean. Prod.* 112, 3875–3883. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.030>
- Fan, J., Wang, S., Wu, Y., Li, J., Zhao, D., 2015. Buffer effect and price effect of a personal carbon trading scheme. *Energy* 82, 601–610. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.01.069>
- Fawcett, T., Parag, Y., 2010. An introduction to personal carbon trading. *Clim. Policy* 10, 329–338. <https://doi.org/10.3763/cpol.2010.0649>
- Feijoo, F., Das, T.K., 2014. Design of Pareto optimal cap-and-trade policies for deregulated electricity networks. *Appl. Energy* 119, 371–383. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.01.019>

- Finon, D., 2004. Prospective énergétique et modélisation de long terme: Les voies de progression méthodologique. *Rev. L'Energie*.
- Flachsland, C., Brunner, S., Edenhofer, O., Creutzig, F., 2011. Climate policies for road transport revisited (II): Closing the policy gap with cap-and-trade. *Energy Policy* 39, 2100–2110. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.01.053>
- Flachsland, C., Marschinski, R., Edenhofer, O., 2009a. To link or not to link: benefits and disadvantages of linking cap-and-trade systems. *Clim. Policy* 9, 358–372. <https://doi.org/10.3763/cpol.2009.0626>
- Flachsland, C., Marschinski, R., Edenhofer, O., 2009b. Global trading versus linking: Architectures for international emissions trading. *Energy Policy* 37, 1637–1647. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.12.008>
- Fontaras, G., Zacharof, N.-G., Ciuffo, B., 2017. Fuel consumption and CO<sub>2</sub> emissions from passenger cars in Europe – Laboratory versus real-world emissions. *Prog. Energy Combust. Sci.* 60, 97–131. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2016.12.004>
- Forner, C., Jotzo, F., 2002. Future restrictions for sinks in the CDM How about a cap on supply? *Clim. Policy* 2, 353–365. [https://doi.org/10.1016/S1469-3062\(02\)00063-3](https://doi.org/10.1016/S1469-3062(02)00063-3)
- Førsund, F.R., Nævdal, E., 1998. Efficiency gains under exchange-rate emission trading. *Environ. Resour. Econ.* 12, 403–423.
- Fouré, J., Bénassy-Quéré, A., Fontagné, L., 2012. The Great Shift: Macroeconomic projections for the world economy at the 2050 horizon (No. Working Paper 2012-03). CEPII, Paris, France.
- Fouré, J., Fontagné, L., 2016. Long term socio-economic scenarios for Representative Concentration Pathways defining alternative CO<sub>2</sub> emission trajectories (CEPII Research Report No. N°2016-01). CEPII, Paris, France.
- Friedrich, J., Ge, M., Tankou, A., 2017. 6 Charts to Understand U.S. State Greenhouse Gas Emissions. World Resources Institute, Washington DC, USA.
- Gambhir, A., Tse, L.K.C., Tong, D., Martinez-Botas, R., 2015. Reducing China's road transport sector CO<sub>2</sub> emissions to 2050: Technologies, costs and decomposition analysis. *Appl. Energy* 157, 905–917. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.01.018>
- Gavard, C., 2013. Economic Analysis of the Potential Mechanisms of Coupling of the European Carbon Market with Emerging Countries (Sciences Economiques). Panthéon Sorbonne, Paris 1.
- Gavard, C., Winchester, N., Jacoby, H., Paltsev, S., 2011a. What to expect from sectoral trading: a us-china example. *Clim. Change Econ.* 02, 9–26. <https://doi.org/10.1142/S201000781100019X>
- Gavard, C., Winchester, N., Jacoby, H., Paltsev, S., 2011b. Sectoral Trading between the EU-ETS and Emerging Countries (No. MIT JPSPGC Report 193). MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, Cambridge.
- Gavard, C., Winchester, N., Paltsev, S., 2016. Limited Trading of Emissions Permits as a Climate Cooperation Mechanism? US-China and EU-China Examples. *Energy Econ.* <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2016.06.012>
- German Emissions Trading Authority, 2013. Linking Different Emissions Trading Systems – Current State and Future Perspectives. *Dtsch. Emiss.* 19 p.
- German, J., 2007. Reducing vehicle emissions through cap-and-trade schemes.
- Gillenwater, M., Breidenich, C., 2009. Internalizing carbon costs in electricity markets: Using certificates in a load-based emissions trading scheme. *Energy Policy* 37, 290–299.
- Greif, A., 2009. Qu'est-ce que l'analyse institutionnelle? *Tracés* 181–210. <https://doi.org/10.4000/traces.4264>
- Greif, A., Laitin, D.D., 2004. A Theory of Endogenous Institutional Change. *Am. Polit. Sci. Rev.* 98, 633–652. <https://doi.org/10.1017/S0003055404041395>

- Grubb, M., 2009. Linking emissions trading schemes. *Clim. Policy* 9, 339–340. <https://doi.org/10.3763/cpol.2009.0665>
- Grubb, M., Sha, F., Spencer, T., Hughes, N., Zhang, Z., Agnolucci, P., 2015. A review of Chinese CO<sub>2</sub> emission projections to 2030: the role of economic structure and policy. *Clim. Policy* 15, S7–S39.
- Grull, G., Taschini, L., 2010. Summary on: Linking Emission Trading Schemes. The Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment, London School of Economics.
- Guelff, C., Adkins, L., 2014. Emissions Trading in the People’s Republic of China: A Simulation for the Power Sector (No. insights series 2014). OECD/IEA, Paris, France.
- Gulbrandsen, L.H., Wettestad, J., 2016. Evolving Carbon Market Systems: The Role of Policy Diffusion in Shaping Design Properties. Presented at the Berlin Conference on Global Environmental Change, Fridtjof Nansen Institute, Berlin, Germany.
- Hahn, R.W., Stavins, R.N., 2011. The effect of allowance allocations on cap-and-trade system performance. *J. Law Econ.* 54, S267–S294.
- Haita, C., 2013. Linking Emission Trading Schemes: Pros and Cons. *Int. Cent. Clim. Gov., ICCG Reflection*.
- Haites, E., 2003. Harmonisation between National and International Tradeable Permit Schemes: CATEP Synthesis Paper (OECD global forum on sustainable development: Emissions trading). OECD, Paris.
- Haites, E., Haider, M., 1998. Experience with Mobile Source Emissions Trading and Its Potential Application to Greenhouse Gas Emissions by the Transportation Sector. *Tor. Natl. Round Table Environ. Econ.*
- Haites, E., Mehling, M., 2009. Linking existing and proposed GHG emissions trading schemes in North America. *Clim. Policy* 9, 373–388. <https://doi.org/10.3763/cpol.2009.0622>
- Haites, E., Wang, X., 2006. Ensuring the Environmental Effectiveness of Linked Emissions Trading Schemes. MARGAREE Consultants Inc., Toronto, Canada.
- Han, R., Yu, B.-Y., Tang, B.-J., Liao, H., Wei, Y.-M., 2017. Carbon emissions quotas in the Chinese road transport sector: A carbon trading perspective. *Energy Policy* 106, 298–309. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.03.071>
- Hao, H., Geng, Y., Wang, H., Ouyang, M., 2014. Regional disparity of urban passenger transport associated GHG (greenhouse gas) emissions in China: A review. *Energy* 68, 783–793. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.01.008>
- Hao, H., Wang, H., Yi, R., 2011. Hybrid modeling of China’s vehicle ownership and projection through 2050. *Energy* 36, 1351–1361. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.10.055>
- Hardin, G., 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* 162, 1243–1248. <https://doi.org/10.1126/science.162.3859.1243>
- Hargrave, T., 2000. An upstream/downstream hybrid approach to greenhouse gas emissions trading. *Publ. Cent. Clean Air Policy*.
- Harwatt, H., 2008. Reducing carbon emissions from personal road transport through the application of a Tradable Carbon Permit scheme: Empirical findings and policy implications from the UK. Institute for Transport Studies, University of Leeds, UK.
- Hausotter, T., Steuwer, S., Tänzler, D., 2011. Competitiveness and Linking of Emission Trading Systems (No. No. (UBA-FB) 001447/E). Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), Berlin (Germany).
- Hedenus, F., Johansson, D.J., Lindgren, K., 2012. A critical assessment of energy-economy-climate models. Chalmers University of Technology.



- Heinrichs, H., Jochem, P., Fichtner, W., 2014. Including road transport in the EU ETS (European Emissions Trading System): A model-based analysis of the German electricity and transport sector. *Energy* 69, 708–720. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.03.061>
- Heister, J., 2016. Mitigation Value to Enable International Linkage of Domestic Programs. Presented at the The Networked Carbon Markets initiative Partners & Strategy Workshop, World Bank Group, Cologne.
- Heitzig, J., 2012. Bottom-up strategic linking of carbon markets: which climate coalitions would farsighted players form (working paper). Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK).
- Hobbs, B.F., Bushnell, J., Wolak, F.A., 2010. Upstream vs. downstream CO<sub>2</sub> trading: A comparison for the electricity context. *Energy Policy* 38, 3632–3643. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.02.040>
- Hof, A.F., den Elzen, M.G.J., Admiraal, A., Roelfsema, M., Gernaat, D.E.H.J., van Vuuren, D.P., 2017. Global and regional abatement costs of Nationally Determined Contributions (NDCs) and of enhanced action to levels well below 2 °C and 1.5 °C. *Environ. Sci. Policy* 71, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.02.008>
- Holland, S.P., Yates, A.J., 2015. Optimal trading ratios for pollution permit markets. *J. Public Econ.* 125, 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.jpubeco.2015.03.005>
- Holtmark, B., Sommervoll, D.E., 2012. International emissions trading: Good or bad? *Econ. Lett.* 117, 362–364.
- Hong, J., Shen, G.Q., Peng, Y., Feng, Y., Mao, C., 2016. Uncertainty Analysis for Measuring Greenhouse Gas Emissions in the Building Construction Phase: A Case Study in China. *J. Clean. Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.085>
- Hu, J., Kahrl, F., Yan, Q., Wang, X., 2012. The impact of China's differential electricity pricing policy on power sector CO<sub>2</sub> emissions. *Energy Policy* 45, 412–419. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.02.049>
- Hübner, M., Voigt, S., Löschel, A., 2014. Designing an emissions trading scheme for China—An up-to-date climate policy assessment. *Energy Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.02.019>
- Huo, H., Wang, M., 2012. Modeling future vehicle sales and stock in China. *Energy Policy* 43, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.09.063>
- I4CE, Enerdata, IFPEN, 2015. EXPLORING THE EU ETS BEYOND 2020 - A first assessment of the EU Commission's proposal for Phase IV of the EU ETS (2021-2030) (COOrdination of Policies on Energy and CO<sub>2</sub> Research Program No. COPEC (I)). Institute for Climate Economics, Paris, France.
- ICAP, 2017. ETS map [WWW Document]. Int. Carbon Action Partnersh. ICAP. URL <https://icapcarbonaction.com/> (accessed 7.21.15).
- ICE, 2017. Market data [WWW Document]. URL <https://www.theice.com/index> (accessed 3.30.17).
- IDDR, SDSN, 2014. pathways to deep decarbonization. Sustainable Development Solutions Network and Institute for Sustainable Development and International Relations.
- IEA, OECD, 2017a. Energy use (kg of oil equivalent per capita) (IEA Statistics (International Energy Agency)), International Comparison Program database. World Bank Institute.
- IEA, OECD, 2017b. Population, total (IEA Statistics (International Energy Agency)), International Comparison Program database. World Bank Institute.
- IETA, 2013. GHG market: looking to the future of carbon markets (No. 10ème rapport). International Emissions Trading Association.

- Ilasca, C., 2016. Économie politique internationale des négociations climat et prise en compte des coûts d'atténuation et d'adaptation (Economies et finances). Université Grenoble Alpes.
- International Energy Agency, 2017. World energy outlook 2017. OECD/IEA, Paris.
- International Energy Agency, 2016. World Energy Balances 2016, Statistics Publication. OECD Publishing.
- International Energy Agency, 2015. World energy outlook 2015, WEO. OECD/IEA, Paris.
- International Energy Agency, 2014. CO2 emissions from fuel combustion, Statistics Publication. International Energy Agency, Paris.
- International Energy Agency, 2013. World energy outlook 2013. OECD/IEA, Paris.
- IPCC, 2013. Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report Climate Change 2013: The Physical Science Basis Summary for Policymakers (No. five). IPCC and WGI.
- Jaffe, J., Ranson, M., Stavins, R.N., 2009. Linking Tradable Permit Systems: A Key Element of Emerging International Climate Policy Architecture. *Ecol. Law Q.* n°36, 789–808.
- Jaffe, J., Stavins, R., 2008. Linkage of Tradable Permit Systems in International Climate Policy Architecture (Working paper No. w14432), Working Paper Series. National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA.
- Jiang, J., Xie, D., Ye, B., Shen, B., Chen, Z., 2016a. Research on China's cap-and-trade carbon emission trading scheme: Overview and outlook. *Appl. Energy* 178, 902–917. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.06.100>
- Jiang, J., Ye, B., Ma, X., Miao, L., 2016b. Controlling GHG emissions from the transportation sector through an ETS: institutional arrangements in Shenzhen, China. *Clim. Policy* 16, 353–371. <https://doi.org/10.1080/14693062.2014.1003526>
- Jiang, J.J., Ye, B., Ma, X.M., 2014. The construction of Shenzhen's carbon emission trading scheme. *Energy Policy* 75, 17–21. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.02.030>
- Jones, J., 2017. Projected electricity generation mix is sensitive to policies, natural gas prices.
- Jotzo, F., Löschel, A., 2014. Emissions trading in China: Emerging experiences and international lessons. *Energy Policy* 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.09.019>
- Kahan, A., 2016. Global energy intensity continues to decline. U.S. Energy Information Administration, Washington D.C.
- Kay, A.I., Noland, R.B., Rodier, C.J., 2014. Achieving reductions in greenhouse gases in the US road transportation sector. *Energy Policy* 69, 536–545. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.02.012>
- Ke, J., Price, L., Ohshita, S., Fridley, D., Khanna, N.Z., Zhou, N., Levine, M., 2012. China's industrial energy consumption trends and impacts of the Top-1000 Enterprises Energy-Saving Program and the Ten Key Energy-Saving Projects. *Energy Policy* 50, 562–569. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.07.057>
- Keller, F., 2009. En attendant la taxe carbone... Enjeux et outils de la réduction des émissions de CO2 (No. Rapport d'information n° 543 (2008-2009)). Sénat Français.
- Keppler, J.H., Cruciani, M., 2010. Rents in the European power sector due to carbon trading. *Energy Policy* 38, 4280–4290. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.057>
- Kim, Y.-G., Lim, J.-S., 2014. An emissions trading scheme design for power industries facing price regulation. *Energy Policy* 75, 84–90. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.07.011>
- Kishimoto, P.N., Karplus, V.J., Zhong, M., Saikawa, E., Zhang, Xu, Zhang, Xiliang, 2017. The impact of coordinated policies on air pollution emissions from road transportation in China. *Transp. Res. Part Transp. Environ.* 54, 30–49. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.02.012>
- Klepper, G., Peterson, S., 2006. Emissions trading, CDM, JI, and more: the climate strategy of the EU. *Energy J.* 1–26.

- Koch, N., Fuss, S., Grosjean, G., Edenhofer, O., 2014. Causes of the EU ETS price drop: Recession, CDM, renewable policies or a bit of everything?—New evidence. *Energy Policy* 73, 676–685. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.06.024>
- Kollmuss, A., Lazarus, M., 2011. Discounting offsets: issues and options. *Carbon Manag.* 2, 539–549.
- Kossoy, A., Guigon, P., 2012. state and trends of the carbon market 2012. World Bank Institute, Washington DC.
- Kouvaritakis, N., Soria, A., Isoard, S., Thonet, C., 2000. Endogenous learning in world post-Kyoto scenarios: application of the POLES model under adaptive expectations. *Int. J. Glob. Energy Issues* 14, 222. <https://doi.org/10.1504/IJGEI.2000.004419>
- Labat, A., Kitous, A.G., Perry, M., Saveyn, B., Vandyck, T., Vrontisi, Z., 2015. Global Energy and Climate Outlook. Road to Paris. (EUR - Scientific and Technical Research Reports).
- Lang, J., Cheng, S., Zhou, Y., Zhang, Y., Wang, G., 2014. Air pollutant emissions from on-road vehicles in China, 1999–2011. *Sci. Total Environ.* 496, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.021>
- Lanzi, E., Mullaly, D., Chateau, J., Dellink, R., 2013. Addressing Competitiveness and Carbon Leakage Impacts Arising from Multiple Carbon Markets: A Modelling Assessment. OECD Environ. Work. Pap. n°58, 47p.
- Latvia and the European Commission, 2015. Submission by latvia and the european commission on behalf of the european union and its member states (Intended Nationally Determined Contributions (INDCs)). UNFCCC, Riga.
- Lazarus, M., Schneider, L., Lee, C., van Asselt, H., 2015. Options and Issues for Restricted Linking of Emissions Trading Systems. Stockholm Environment Institute, Berlin, Germany.
- Lee, C.M., Lazarus, M., Smith, G.R., Todd, K., Weitz, M., 2013. A ton is not always a ton: A road-test of landfill, manure, and afforestation/reforestation offset protocols in the U.S. carbon market. *Environ. Sci. Policy* 33, 53–62. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.05.002>
- Leining, C., Allan, C., Kerr, S., 2017. Evolution of the New Zealand Emissions Trading Scheme: Sectoral Coverage and Point of Obligation (Working Paper No. Motu 17-05). Motu Economic and Public Policy Research, Wellington, New Zealand.
- Li, J., Fan, J., Zhao, D., Wang, S., 2015. Allowance price and distributional effects under a personal carbon trading scheme. *J. Clean. Prod.* 103, 319–329. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.081>
- Li, J.F., Wang, X., Zhang, Y.X., Kou, Q., 2014. The economic impact of carbon pricing with regulated electricity prices in China—An application of a computable general equilibrium approach. *Energy Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.07.021>
- Li, X.-Y., Tang, B.-J., 2017. Incorporating the transport sector into carbon emission trading scheme: an overview and outlook. *Nat. Hazards* 88, 683–698. <https://doi.org/10.1007/s11069-017-2886-3>
- Li, Y., Fan, J., Zhao, D., Wu, Y., Li, J., 2016. Tiered gasoline pricing: A personal carbon trading perspective. *Energy Policy* 89, 194–201. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2015.11.029>
- Link, C., Stark, J., Sonntag, A., Hössinger, R., 2012. Contribution of an Emission Trading Scheme to Reduce Road Traffic Induced CO<sub>2</sub> Emissions in Austria. *Procedia - Soc. Behav. Sci.* 48, 1971–1982. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.06.1170>
- Liu, L., Chen, C., Zhao, Y., Zhao, E., 2015. China's carbon-emissions trading: Overview, challenges and future. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 49, 254–266. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.076>

- Liu, Y., Feng, S., Cai, S., Zhang, Y., Zhou, X., Chen, Y., Chen, Z., 2013. Carbon emission trading system of China: a linked market vs. separated markets. *Front. Earth Sci.* 7, 465.
- Liu, Z., 2016. China's Carbon Emissions Report 2016: Regional Carbon Emissions and the Implication for China's Low Carbon Development (Environment & Natural Resources Program). Harvard Kennedy School, Cambridge, MA.
- Liu, Z., Li, L., Zhang, Y.-J., 2015. Investigating the CO<sub>2</sub> emission differences among China's transport sectors and their influencing factors. *Nat. Hazards* 77, 1323–1343. <https://doi.org/10.1007/s11069-015-1657-2>
- Lo, A.Y., 2013. Carbon trading in a socialist market economy: Can China make a difference? *Ecol. Econ.* 87, 72–74. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.12.023>
- Loo, B.P.Y., Li, L., 2012. Carbon dioxide emissions from passenger transport in China since 1949: Implications for developing sustainable transport. *Energy Policy* 50, 464–476. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.07.044>
- Lutsey, N., Sperling, D., 2009. Greenhouse gas mitigation supply curve for the United States for transport versus other sectors. *Transp. Res. Part Transp. Environ.* 14, 222–229. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2008.12.002>
- Luxembourg gasoline prices, 02-Nov-2015 | GlobalPetrolPrices.com [WWW Document], 2015. URL [http://www.globalpetrolprices.com/Luxembourg/gasoline\\_prices/](http://www.globalpetrolprices.com/Luxembourg/gasoline_prices/) (accessed 11.4.15).
- Marcu, A., 2015. Mitigation value, networked carbon markets and the paris climate change agreement. World Bank Group.
- Martin, G., 2010. La nouvelle économie institutionnelle. *Idées Économiques Soc.* 159, 35–40. <https://doi.org/10.3917/idee.159.0035>
- McNamara, D., Caulfield, B., 2013. Examining the impact of carbon price changes under a personalised carbon trading scheme for transport. *Transp. Policy* 30, 238–253. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2013.09.017>
- Mehling, M., 2009. Linking the EU Emissions Trading System to a Future US ETS. European Parliament's Committee on Environment, Public Health and Food Safety, Brussels, Belgium.
- Mehling, M., Görlach, B., 2016. Multilateral Linking of Emissions Trading Systems (No. CEEPR WP 2016-009). MIT Center for Energy and Environmental Policy Research.
- Mehling, M., Haites, E., 2009. Mechanisms for linking emissions trading schemes. *Clim. Policy* 9, 169–184. <https://doi.org/10.3763/cpol.2008.0524>
- Mehling, M.A., 2007. Bridging the transatlantic divide: legal aspects of a link between regional carbon markets in europe and the united states. *Climate law reporter* VII, 46–53.
- Michaelowa, A., 2008. Discounting of CERs to avoid CER import caps. *Camb. UK Clim. Strateg.*
- Michel, S., Nielsen, J., 2008. Popping the CO<sub>2</sub>RC: An Alternative Load-Based CO<sub>2</sub> Cap-and-Trade Instrument for the Electricity Sector. *Electr. J.* 21, 31–42. <https://doi.org/10.1016/j.tej.2008.04.005>
- Mima, S., Criqui, P., 2015. The Costs of Climate Change for the European Energy System, an Assessment with the POLES Model. *Environ. Model. Assess.* 20.
- Montgomery, W.D., 1972. Markets in licenses and efficient pollution control programs. *J. Econ. Theory* 5, 395–418.
- Munnings, C., Acworth, W., Sartor, O., Kim, Y.-G., Neuhoff, K., 2016a. Pricing Carbon Consumption: A Review of an Emerging Trend. *SSRN Electron. J.* <https://doi.org/10.2139/ssrn.2876541>

- Munnings, C., Morgenstern, R.D., Wang, Z., Liu, X., 2016b. Assessing the design of three carbon trading pilot programs in China. *Energy Policy* 96, 688–699. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.06.015>
- National Bureau of Statistics of China, 2016. China Statistical Yearbook-2016 (Statistical Database). National Bureau of Statistics of China, Beijing, China.
- National Development and Reform Commission, 2015. China's INDC (Intended Nationally Determined Contributions (INDCs) No. 38). UNFCCC, Germany.
- Niemeier, D., Gould, G., Karner, A., Hixson, M., Bachmann, B., Okma, C., Lang, Z., Heres Del Valle, D., 2008. Rethinking downstream regulation: California's opportunity to engage households in reducing greenhouse gases. *Energy Policy* 36, 3436–3447. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.04.024>
- Nijland, H., Gerlagh, R., van den Bijgaart, I., Michielsen, T., 2015. Fiscal Policy and CO2 Emissions of New Passenger Cars in the EU (CPB Discussion Paper No. 302). CPB Netherlands Bureau for Economic Policy Analysis, Netherlands.
- Nordhaus, W.D., 1974. Resources as a Constraint on Growth. *Am. Econ. Rev.* 64, 22–26.
- Nordic Council of Ministers, 2007. Road transport emissions in the EU Emission Trading System (No. 2007:536), TemaNord. Nordic Council of Ministers Secretariat, Copenhagen.
- OECD, ITF, 2015. ITF Transport Outlook 2015.
- Olivier, J.G.J., Janssens-Maenhout, G., Muntean, M., Peters, J.A.H.W., 2016. Trends in global CO2 emissions: 2016 Report (No. 2315). PBL and EC-JRC.
- Olson, A., Woo, C.K., Schlag, N., Ong, A., 2016. What happens in California does not always stay in California: The effect of California's cap-and-trade program on wholesale electricity prices in the Western Interconnection. *Electr. J.* 29, 18–22. <https://doi.org/10.1016/j.tej.2016.08.003>
- O'Neill, B.C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K.L., Hallegatte, S., Carter, T.R., Mathur, R., van Vuuren, D.P., 2014. A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways. *Clim. Change* 122, 387–400. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0905-2>
- Onigkeit, J., Anger, N., Brouns, B., 2009. Fairness aspects of linking the European emissions trading scheme under a long-term stabilization scenario for CO2 concentration. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 14, 477–494. <https://doi.org/10.1007/s11027-009-9177-6>
- Paltsev, S., Chen, Y.-H.H., Karplus, V., Kishimoto, P., Reilly, J., Loeschel, A., Graevenitz, K. von, Koesler, S., 2015. Reducing CO2 from cars in the European Union: Emission standards or emission trading? (CAWM Discussion Paper, Centrum für Angewandte Wirtschaftsforschung Münster No. 84). CAWM, Münster.
- Pang, T., Zhou, L., Duan, M., 2015. Linking China's emissions trading pilot schemes. *Chin. J. Popul. Resour. Environ.* 13, 215–222. <https://doi.org/10.1080/10042857.2015.1012252>
- Pasaoglu, G., Honselaar, M., Thiel, C., 2012. Potential vehicle fleet CO2 reductions and cost implications for various vehicle technology deployment scenarios in Europe. *Energy Policy* 40, 404–421. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.10.025>
- Pasaoglu, G., Zubaryeva, A., Fiorello, D., Thiel, C., 2014. Analysis of European mobility surveys and their potential to support studies on the impact of electric vehicles on energy and infrastructure needs in Europe. *Technol. Forecast. Soc. Change* 87, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2013.09.002>
- Pearce, D.W., 1998. Cost benefit analysis and environmental policy. *Oxf. Rev. Econ. Policy* 14, 84–100. <https://doi.org/10.1093/oxrep/14.4.84>
- Pigou, A.C., 1920. *The economics of welfare*. Lond. Macmillan Co, robarts; toronto.

- Pizer, W., Yates, A., 2013. Breaking Up May Not Be Hard to Do: Terminating Links between Emission Trading Programs. Work. Pap. 32p.
- Pollitt, H., 2014. The Impact of Including the Road Transport Sector in the EU ETS (A report for the European Climate Foundation No. 2.2). Cambridge Econometrics, Cambridge, UK.
- Porter, R.C., 1982. The new approach to wilderness preservation through benefit-cost analysis. *J. Environ. Econ. Manag.* 9, 59–80.
- Prest, A.R., Turvey, R., 1965. Cost-Benefit Analysis: A Survey. *Econ. J.* 75, 683. <https://doi.org/10.2307/2229670>
- Price, L., 2008. China's Top-1000 Energy-Consuming Enterprises Program: Reducing Energy Consumption of the 1000 Largest Industrial Enterprises in China. Lawrence Berkeley Natl. Lab.
- Price, L., Wang, X., 2007. Constraining energy consumption of China's largest industrial enterprises through the Top-1000 Energy-Consuming Enterprise Program. Lawrence Berkeley Natl. Lab.
- Purdon, M., Houle, D., Lachapelle, E., 2014. The Political Economy of California and Quebec's Cap-and-Trade Systems. Sustainable Prosperity (University of Ottawa).
- Qi, S., 2013. The Development and Characteristic of Hubei ETS Pilot.
- Qi, T., Winchester, N., Karplus, V., Zhang, X., 2013a. Expanding international GHG emissions trading: The role of Chinese and U.S. participation. Presented at the GTAP 16th Annual Conference on Global Economic Analysis, Global Trade Analysis Project, Shanghai, China.
- Qi, T., Winchester, N., Karplus, V., Zhang, X., 2013b. The Energy and Economic Impacts of Expanding International Emissions Trading (No. 248). MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, Cambridge, Mass.
- Qian, G., 2013. Status of China Carbon Market.
- Quemin, S., 2017. Essays on Spatial and Temporal Interconnections between and within Emissions Trading Systems (Sciences économiques). Université Paris-Dauphine, Paris.
- Quemin, S., de Perthuis, C., 2017. Transitional restricted linkage between Emissions Trading Schemes.
- Quemin, S., Wang, W., 2014. Overview of climate change policies and development of emissions trading in China. *Chaire Économie Clim. cahier n° 30*, 74.
- Quinet, A., 2009. La valeur tutélaire du carbone (Rapport du Centre d'Analyse Stratégique No. n°16). La Documentation française, France.
- Ranson, M., Stavins, R.N., 2013a. Post-Durban Climate Policy Architecture Based on Linkage of Cap-and-Trade Systems. *Chic. J. Int. Law* n°13, 403–438.
- Ranson, M., Stavins, R.N., 2013b. Linkage of Greenhouse Gas Emissions Trading Systems: Learning from Experience. *Harv. Proj. Clim. Agreem. Discussion Paper ES 13-2*, 44.
- Raux, C., 2010. The potential for CO<sub>2</sub> emissions trading in transport: the case of personal vehicles and freight. *Energy Effic.* 3, 133–148.
- Raux, C., Croissant, Y., Pons, D., 2015. Would personal carbon trading reduce travel emissions more effectively than a carbon tax? *Transp. Res. Part Transp. Environ.* 35, 72–83. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2014.11.008>
- Raux, C., Marlot, G., 2005. A system of tradable CO<sub>2</sub> permits applied to fuel consumption by motorists. *Transp. Policy* 12, 255–265. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2005.02.006>
- Rehdanz, K., Tol, R.S., 2005. Unilateral regulation of bilateral trade in greenhouse gas emission permits. *Ecol. Econ.* 54, 397–416.

- Rubin, J., Leiby, P.N., 2013. Tradable credits system design and cost savings for a national low carbon fuel standard for road transport. *Energy Policy* 56, 16–28. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.05.031>
- Russ, P., Ciscar, J.-C., Saveyn, B., Soria, A., Szábó, L., Van Ierland, T., Van Regemorter, D., Virdis, R., 2009. Economic assessment of post-2012 global climate policies. *Anal. Greenh. Gas Emiss. Reduct. Scenar. POLES GEM-E3 Models JRC Rep. EUR 23768*.
- Rutherford, A.P., 2014. Linking Emissions Trading Schemes: Lessons from the EU-Swiss ETSS. *CCLR* 282.
- Sanin, M.-E., Violante, F., Mansanet-Bataller, M., 2015. Understanding volatility dynamics in the EU-ETS market. *Energy Policy* 82, 321–331. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2015.02.024>
- Schatz, A., 2007. Discounting the clean development mechanism. *Geo Intl Envtl Rev* 20, 703.
- Schmalensee, R., Stavins, R., 2015. Lessons learned from three decades of experience with cap-and-trade. National Bureau of Economic Research.
- Schneider, L., Lazarus, M., Lee, C., van Asselt, H., 2017. Restricted linking of emissions trading systems: options, benefits, and challenges. *Int. Environ. Agreem. Polit. Law Econ.* 17, 883–898. <https://doi.org/10.1007/s10784-017-9370-0>
- Shen, B., Dai, F., Price, L., Lu, H., 2014. California's Cap-and-Trade Programme and Insights for China's Pilot Schemes. *Energy Environ.* 25, 551–575. <https://doi.org/10.1260/0958-305X.25.3-4.551>
- Solow, R.M., 1974. The economics of resources or the resources of economics, in: *Classic Papers in Natural Resource Economics*. Springer, pp. 257–276.
- Sopher, P., 2012. Emissions Trading around the World: Dynamic Progress in Developed and Developing Countries. *Carbon Clim. Law Rev.* n<sup>o</sup>4, 306–316.
- Sorrell, S., 2010. An upstream alternative to personal carbon trading. *Clim. Policy* 10, 481–486. <https://doi.org/10.3763/cpol.2009.0008>
- Standaert, M., 2014. Shenzhen May Add Cars To Its Carbon Trading Pilot Program Next Year [WWW Document]. *Chinacarbon.net.cn*. URL <http://www.bloomberg.com/news/2014-06-16/shenzhen-may-add-cars-to-its-carbon-trading-pilot-program-next-year.html> (accessed 11.10.14).
- Stankeviciute, L., Kitous, A., Criqui, P., 2008. The fundamentals of the future international emissions trading system. *Energy Policy* 36, 4272–4286. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.07.035>
- Starkey, R., 2012a. Personal carbon trading: A critical survey. *Ecol. Econ.* 73, 7–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.022>
- Starkey, R., 2012b. Personal carbon trading: A critical survey Part 2: Efficiency and effectiveness. *Ecol. Econ.* 73, 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.018>
- Sterk, W., Kruger, J., 2009. Establishing a transatlantic carbon market. *Clim. Policy* 9, 389–401. <https://doi.org/10.3763/cpol.2009.0623>
- Sterk, W., Schüle, R., 2008. Options and Implications of Linking the EU ETS with other Emissions Trading Schemes (note No. PE 401.011). European Parliament, Brussels, Belgium.
- Sun, W., Meng, M., He, Y., Chang, H., 2016. CO2 Emissions from China's Power Industry: Scenarios and Policies for 13th Five-Year Plan. *Energies* 9, 825. <https://doi.org/10.3390/en9100825>
- Sun, Y., Li, Q., Chen, T., Jia, X., 2015. Dynamic Factor Analysis of Trends in Temporal?Spatial Patterns of China's Coal Consumption. *Sustainability* 7, 15119–15135. <https://doi.org/10.3390/su71115119>

- Teng, F., Wang, X., Zhiqiang, L., 2014. Introducing the emissions trading system to China's electricity sector: Challenges and opportunities. *Energy Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.08.010>
- Tuerk, A., Mehling, M., Flachsland, C., Sterk, W., 2009a. Linking carbon markets: concepts, case studies and pathways. *Clim. Policy* 9, 341–357. <https://doi.org/10.3763/cpol.2009.0621>
- Tuerk, A., Sterk, W., Haites, E., Mehling, M., Flachsland, C., Kimura, H., Betz, R., Jotzo, F., 2009b. Linking Emissions Trading Schemes (Synthesis Report). Climate Strategies, University of Cambridge, UK.
- UN, 2010. work stream 8 carbon markets: benefits to developing countries and options for expansion (report of the secretary general high level advisory group on climate change financing). United Nations.
- Unruh, G.C., 2000. Understanding carbon lock-in. *Energy Policy* 28, 817–830. [https://doi.org/10.1016/S0301-4215\(00\)00070-7](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(00)00070-7)
- Unruh, G.C., Carrillo-Hermosilla, J., 2006. Globalizing carbon lock-in. *Energy Policy* 34, 1185–1197. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2004.10.013>
- U.S. EIA, 2015. China - International - Analysis (Independent statistics & analysis). U.S. Energy Information Administration, Washington D.C.
- U.S. government, 2015. U.S. Cover Note and INDC (Intended Nationally Determined Contributions (INDCs)). UNFCCC, Germany.
- Vailles, C., Baude, M., Duvernoy, érôme, Dussud, F.-X., Ecoiffier, M., 2016. Chiffres clés du climat France et Monde - Édition 2017 (No. Datalab n° 4). MEEM & I4CE.
- Van Horn, A., Remedios, E., 2008. A Comparison of Three Cap-and-Trade Market Designs and Incentives for New Technologies to Reduce Greenhouse Gases. *Electr. J.* 21, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.tej.2008.01.012>
- Vasa, A., 2011. Implementing CDM Limits in the EU ETS: A Law and Economics Approach. *SSRN Electron. J.* <https://doi.org/10.2139/ssrn.1641062>
- Wadud, Z., 2011. Personal tradable carbon permits for road transport: Why, why not and who wins? *Transp. Res. Part Policy Pract.* 45, 1052–1065. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2010.03.002>
- Wadud, Z., Noland, R.B., Graham, D.J., 2008. Equity analysis of personal tradable carbon permits for the road transport sector. *Environ. Sci. Policy* 11, 533–544. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2008.04.002>
- Wallace, A.A., Irvine, K.N., Wright, A.J., Fleming, P.D., 2010. Public attitudes to personal carbon allowances: findings from a mixed-method study. *Clim. Policy* 10, 385–409.
- Wang, P., Dai, H., Ren, S., Zhao, D., Masui, T., 2015. Achieving Copenhagen target through carbon emission trading: Economic impacts assessment in Guangdong Province of China. *Energy* 79, 212–227. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2014.11.009>
- Wang, Y., Teter, J., Sperling, D., 2011. China's soaring vehicle population: Even greater than forecasted? *Energy Policy* 39, 3296–3306. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.03.020>
- Wang, Y.F., Li, K.P., Xu, X.M., Zhang, Y.R., 2014. Transport energy consumption and saving in China. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 29, 641–655. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.104>
- Warnecke, C., Wartmann, S., Höhne, N., Blok, K., 2014. Beyond pure offsetting: Assessing options to generate Net-Mitigation-Effects in carbon market mechanisms. *Energy Policy* 68, 413–422. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.01.032>
- Wei, Q., Zhao, S., Xiao, wei, 2013. A Quantitative Analysis of Carbon Emissions Reduction Ability of Transportation Structure Optimization in China. *J. Transp. Syst. Eng. Inf. Technol.* 13, 10–17. [https://doi.org/10.1016/S1570-6672\(13\)60109-9](https://doi.org/10.1016/S1570-6672(13)60109-9)
- Weitzman, M.L., 1974. Prices vs. quantities. *Rev. Econ. Stud.* 477–491.



- Wettestad, J., Torbjørg, J., 2013. The EU's quest for linked carbon markets: achievements and challenges. Presented at the Diffusion or Decline of Emissions Trading?, The Fridtjof Nansen Institute, San Francisco, p. 21.
- Williamson, O.E., 1992. The mechanisms of governance. Oxford University Press.
- Wolak, F.A., Bushnell, J., Hobbs, B., 2007. Opinion on "Load-Based and Source-Based Trading of Carbon Dioxide in California." Mark. Surveill. Comm. Calif. ISO Folsom CA.
- World Bank, 2017a. GDP, PPP (constant 2011 international \$) [WWW Document]. DataBank. URL <http://databank.worldbank.org/data/home.aspx> (accessed 11.10.15).
- World Bank, 2017b. GDP per capita, PPP (constant 2011 international \$) [WWW Document]. DataBank. URL <http://databank.worldbank.org/data/home.aspx> (accessed 11.10.15).
- World Bank, 2017c. Population [WWW Document]. DataBank. URL <http://databank.worldbank.org/data/home.aspx> (accessed 11.10.15).
- World Bank, 2016a. CO2 emissions (metric tons per capita) [WWW Document]. DataBank. URL <http://databank.worldbank.org/data/home.aspx> (accessed 11.10.15).
- World Bank, 2016b. CO2 emissions (kg per PPP \$ of GDP) [WWW Document]. DataBank. URL <http://databank.worldbank.org/data/home.aspx> (accessed 11.10.15).
- World Bank, Vivid Economics, Ecofys, 2016. State and Trends of Carbon Pricing 2016. World Bank, Washington DC, USA.
- World Coal Association, 2013. China's Policies for Addressing Climate Change & Efforts to Develop CCUS Technology [WWW Document]. URL <https://www.worldcoal.org/chinas-policies-addressing-climate-change-efforts-develop-ccus-technology> (accessed 6.9.17).
- Wright, D., 2016. Cross-Border Constraints on Climate Change Agreements: Legal Risks in the California-Quebec Cap-and-Trade Linkage. *Environ. Law Report*. Vol. 46.
- Wu, L., Qian, H., Li, J., 2014. Advancing the experiment to reality: Perspectives on Shanghai pilot carbon emissions trading scheme. *Energy Policy* 75, 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.04.022>
- Wu, R., Dai, H., Geng, Y., Xie, Y., Masui, T., Tian, X., 2016. Achieving China's INDC through carbon cap-and-trade: Insights from Shanghai. *Appl. Energy* 184, 1114–1122. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.06.011>
- Wu, X., Wu, Y., Zhang, S., Liu, H., Fu, L., Hao, J., 2016. Assessment of vehicle emission programs in China during 1998–2013: Achievement, challenges and implications. *Environ. Pollut.* 214, 556–567. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.042>
- Wu, Y., Zhang, S., Hao, J., Liu, H., Wu, X., Hu, J., Walsh, M.P., Wallington, T.J., Zhang, K.M., Stevanovic, S., 2017. On-road vehicle emissions and their control in China: A review and outlook. *Sci. Total Environ.* 574, 332–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.040>
- Xiong, L., Shen, B., Qi, S., Price, L., Ye, B., 2017. The allowance mechanism of China's carbon trading pilots: A comparative analysis with schemes in EU and California. *Appl. Energy* 185, 1849–1859. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.01.064>
- Xu, Z., Tian-yu, Q., Xun-min, O., Xi-liang, Z., 2015. Research on the Energy and Economic Impacts of Multi-region Linked Emissions Trading System. *Energy Procedia* 75, 2495–2503. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.723>
- Yang, L., Li, F., Zhang, X., 2016. Chinese companies' awareness and perceptions of the Emissions Trading Scheme (ETS): Evidence from a national survey in China. *Energy Policy* 98, 254–265. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.08.039>
- Ye, B., Jiang, J., Miao, L., Li, J., Peng, Y., 2015. Innovative Carbon Allowance Allocation Policy for the Shenzhen Emission Trading Scheme in China. *Sustainability* 8, 3. <https://doi.org/10.3390/su8010003>

- Yu, Y., 2012. How to fit demand side management (DSM) into current Chinese electricity system reform? *Energy Econ.* 34, 549–557. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2011.08.005>
- Yue, X., Wu, Y., Hao, J., Pang, Y., Ma, Y., Li, Y., Li, B., Bao, X., 2015. Fuel quality management versus vehicle emission control in China, status quo and future perspectives. *Energy Policy* 79, 87–98. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2015.01.009>
- Zetterberg, L., 2012. Linking the Emissions Trading Systems in EU and California (Working paper). The Mistra Indigo Program, Université de Gothenburg, Suède.
- Zhang, D., Karplus, V.J., Cassisa, C., Zhang, X., 2014a. Emissions trading in China: Progress and prospects. *Energy Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.01.022>
- Zhang, D., Springmanns, M., Karplus, V.J., 2014b. Equity and Emissions Trading in China (Joint Program Report Series No. 257), China Energy & Climate Project. MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, Cambridge, Mass.
- Zhang, F., Guo, Y., Chen, X., 2011. Research on China's Power Sector Carbon Emissions Trading Mechanism. *Energy Procedia* 12, 127–132. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.10.018>
- Zhang, S., Lin, B., 2018. Investigating the rebound effect in road transport system: Empirical evidence from China. *Energy Policy* 112, 129–140. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.10.010>
- Zhang, S., Wu, Y., Wu, X., Li, M., Ge, Y., Liang, B., Xu, Y., Zhou, Y., Liu, H., Fu, L., Hao, J., 2014. Historic and future trends of vehicle emissions in Beijing, 1998–2020: A policy assessment for the most stringent vehicle emission control program in China. *Atmos. Environ.* 89, 216–229. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.12.002>
- Zhang, Y.-J., Wang, A.-D., Da, Y.-B., 2014. Regional allocation of carbon emission quotas in China: Evidence from the Shapley value method. *Energy Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.08.006>
- Zhao, X., Jiang, G., Nie, D., Chen, H., 2016. How to improve the market efficiency of carbon trading: A perspective of China. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 59, 1229–1245. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.052>
- Zheng, B., Zhang, Q., Borken-Kleefeld, J., Huo, H., Guan, D., Klimont, Z., Peters, G.P., He, K., 2015. How will greenhouse gas emissions from motor vehicles be constrained in China around 2030? *Appl. Energy* 156, 230–240. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.07.018>
- Zimmer, A., Koch, N., 2017. Fuel consumption dynamics in Europe: Tax reform implications for air pollution and carbon emissions. *Transp. Res. Part Policy Pract.* 106, 22–50. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2017.08.006>
- Zyla, K.A., 2010. Linking Regional Cap-and-Trade Programs: Issues and Recommendations. Wash. DC Climate Center, 12.



# Liste

---

Figure 1 : Cartographie des ETS en place et en construction dans le Monde .....	14
Figure 2 : Niveau de richesse des huit programmes pilotes d'ETS en Chine (2015) .....	21
Figure 3 : Synthèse, par pays, de la consommation d'énergies primaires par source et par secteur en 2014 .....	25
Figure 4 : Émissions de CO <sub>2</sub> par source et par secteur pour la Chine les États-Unis et l'Union européenne en 2014 .....	28
Figure 5 : Comparaison des situations économique, énergétique et des émissions de la Chine, des États-Unis et de l'Union européenne .....	30
Figure 6 : Émission de CO <sub>2</sub> par habitant et par dollar de PIB en 2014 .....	30
Figure 7 : Consommation de charbon par province et municipalité chinoises .....	32
Figure 8 : Emissions de GES par secteur pour la Californie .....	33
Figure 9 : Résultats par pays de l'équation de Kaya .....	34
Figure 10 : Couverture sectorielle des différents ETS .....	41
Figure 11 : Éléments de base à la définition d'un système MRV .....	45
Figure 12 : Triangle méthodologique pour un système MRV efficace .....	46
Figure 13 : Point de conformité dans le secteur électrique .....	73
Figure 14 : Point de conformité dans le secteur des transports routiers .....	74
Figure 15 : structure du modèle POLES .....	96
Figure 16 : Simplification de la séquence de simulation de la production d'électricité .....	98
Figure 17 : Les trois facteurs structurants de la prise de décision politique .....	112
Figure 18 : POLES et la répartition des parts de marché entre types de véhicules .....	128
Figure 19 : Les trois facteurs décisionnels de l'inclusion du transport dans un ETS .....	144
Figure 20 : Prix des permis selon les configurations de linking des ETS à 2030 .....	173
Figure 21 : Quantités échangées en fonction du taux de change $i$ .....	199
Figure 22 : Taux de change et évolution des quantités échangées, des CN et du CT .....	201
Figure 23 : Quantités échangées $xDR\rho$ et quantités totales réduites $Q\rho$ .....	203
Figure 24 : Résultats du taux de décote sur les CN, CT, quantités échangées et réduites .....	205
Figure 25 : Évolution des importations de quotas et des coûts en fonction des taux de change .....	214
Figure 26 : Evolution du coût chinois en fonction de la variation des taux de change .....	215

Figure 27 : Variation des CN, du CT et des quantités totales réduites par rapport à des marchés séparés en 2030 .....	217
Figure 28 : Perspectives de gains économiques et environnementaux simultanés dans le cas des deux marchés bilatéraux USA-Chine et UE-Chine avec taux de décote .....	218
Figure 29 : importations de quotas, coûts nationaux et réductions d'émission totales selon les taux de décote .....	220
Figure 30 : les cinq SSP répartis selon les défis socio-économiques pour l'adaptation et l'atténuation.....	225
Figure 31 : Scénario BaU en 2030 pour l'UE, les USA et la Chine. ....	229
Figure 32 : Evolution du prix et réduction des coûts nationaux par rapport à des marchés séparés pour chaque SSP .....	230
Figure 33 : Evaluation de taux de change ou taux de décote pour un linking bilatéral entre la Chine et l'UE pour les scénarios SSP1, SSP2, SSP4 et SSP5 .....	234
Figure 34 : Evaluation de taux de change ou taux de décote pour un linking bilatéral entre la Chine et les USA pour les scénarios SSP1, SSP2, SSP4 et SSP5 .....	235
Figure 35 : Répartition de la réduction des CN, du CT et des quantités supplémentaires réduites par rapport à des marchés séparés dans tous les scénarios .....	236
Figure 36 : Combinaisons de taux de conversion conduisant pour chaque SSP .....	239
Figure 37 : Impact sur les coûts nationaux, totaux et sur les réductions d'émissions totales de valeurs remarquables dans le cadre d'un linking trilatéral .....	241
Figure 38 : Définition du périmètre pour les secteurs inclus dans l'ETS.....	283
Figure 39 : Importations de permis et CN en linking multilatéral pour toutes les SSP .....	286
Figure 40 : Évaluation de l'impact des taux de décote selon les SSP les importations de quotas et les réductions totales.....	287

\*\*\*

Encadré 1 : Les dix-neuf systèmes de permis négociables en fonctionnement .....	13
Encadré 2 : Analyse des provinces et municipalités chinoises et de la situation californienne	21
Encadré 3 : Les profils d'émission des programmes pilotes chinois et de la Californie.....	31
Encadré 4 : les différentes catégories de linking .....	148

\*\*\*

Tableau 1 : Part de chaque secteur dans le PIB des pays .....	20
Tableau 2 : principaux indicateurs sur les municipalités et provinces pilotes .....	31
Tableau 3 : Comparaison de la couverture des émissions dans les programmes pilotes .....	42

Tableau 4 : Proportion des émissions de GES incluse dans les systèmes européen, californien et chinois .....	43
Tableau 5 : Émissions de GES par secteur et par combustible dues à l'utilisation d'énergies primaires.....	86
Tableau 6 : Les 38 technologies du secteur électrique dans POLES .....	99
Tableau 7 : Résultat de la modélisation POLES, d'une réglementation directe et indirecte des émissions de GES dans le cadre d'un ETS .....	103
Tableau 8 : Scénarios de réduction et cloisonnement des marchés dans les travaux de Link et al.....	123
Tableau 9 : Les TCAM historiques et prévisionnels de l'Europe, de la Chine et des États-Unis .....	130
Tableau 10 : prix des permis sur des ETS chinois, américain et européen à 2030 .....	136
Tableau 11 : Importation nette de quotas par secteur pour chaque ETS (en MtCO <sub>2</sub> ).....	138
Tableau 12 : rôle des secteurs dans l'atteinte des objectifs de réduction des ETS nationaux	138
Tableau 13 : Synthèses des études concernant l'impact d'un linking entre d'hypothétiques systèmes de permis négociables.....	169
Tableau 14 : panel de scénarios avec différents niveaux d'extensions géographiques et sectorielles.....	172
Tableau 15 : Pourcentage de permis importés par rapport à l'objectif de réduction à 2030..	174
Tableau 16 : Prix des permis pour les scénarios 11 à 22.....	177
Tableau 17 : Récapitulatif des objectifs de réduction nationaux et pour les ETS.....	207
Tableau 18 : Caractéristiques de trois configurations de full linking en 2030.....	208
Tableau 19 : Partage des gains économiques à la mise en place de coopérations bilatérales avec et sans taux de change en 2030.....	212
Tableau 20 : Partage des gains économiques à la mise en place de linking trilatéraux avec et sans taux de change en 2030 .....	216
Tableau 21 : Niveaux de PIB à l'horizon 2030 en milliard de dollars et comparaison des TCAM entre pays et entre scénarios SSP .....	227
Tableau 22 : Projections d'émission d'eq. CO <sub>2</sub> à 2030 selon les pays et les SSP .....	228
Tableau 23 : Plages de valeurs de $\rho$ et $i$ garantissant les trois conditions pour l'ensemble des SSP.....	243
Tableau 24 : Objectifs relatifs de réduction selon les différentes études de projection .....	274
Tableau 25 : Objectifs absolus de réduction selon les différentes études de projection .....	275
Tableau 26 : Définition du périmètre pour le secteur industriel européen.....	284

Graphique 1 : équilibre des CmR dans un marché de permis d'émissions négociables .....	3
Graphique 2 : Produit régional brut par secteur pour les huit provinces et municipalités (2015) .....	22
Graphique 3 : Intensité énergétique de l'Europe, de la Chine et des États-Unis, en 2016.....	24
Graphique 4 : Encadrement des prix et cours de la tonne de CO <sub>2</sub> en Californie .....	54
Graphique 5 : Prix des permis au 01/01/2018 dans les 10 systèmes étudiés (en €).....	60
Graphique 6 : évolution des prix des permis chinois depuis la mise en place de leur ETS .....	62
Graphique 7 : Comparaison des émissions à l'horizon 2030 entre un scénario BaU et les objectifs de réductions .....	132
Graphique 8 : Part des émissions incluses dans les ETS (avec transport) .....	133
Graphique 9 : Courbes de CmR, prix des permis et équilibrage intersectoriel à 2030 .....	137
Graphique 10 : Évolution des prix en Europe et États-Unis suite au linking multilatéral .....	177
Graphique 11 : Part de l'objectif réalisé via l'achat de permis en linking multilatéral.....	178
Graphique 12 : Évolution des prix et des importations de quotas par les différents ETS en linking bilatéral.....	180
Graphique 13 : CN et CT de marchés bilatéraux avec taux de change par rapport à des marchés séparés en 2030 .....	211
Graphique 14 : Courbes de CmR des secteurs industriels, électrique et transport pour la Chine, les Etats-Unis et l'Europe .....	276
Graphique 15 : Courbes de CmR (MACC en anglais) avec transport pour les ETS américain, chinois et européen .....	277

\*\*\*

Équation 1 : Équation de Kaya.....	33
Équation 2 : Equation de Kaya pour la Chine, les États-Unis, l'Union européenne et le Monde .....	273

Démonstration 1 : $xER$ est une fonction décroissante de $i$ et $xERpApB = 0$ .....	278
Démonstration 2 : $CTERAi - CTA$ est une fonction croissante en $i$ et négative pour $i \leq$ $pApB$ . .....	278
Démonstration 3 : Impacts sur les coûts pour des valeurs de $i$ comprises entre 1 et $pApB$ ...	279
Démonstration 4 : Dynamiques des coûts pour un taux de décote $\rho \geq 1$ .....	281

# Annexe

---

**Équation 2 : Equation de Kaya pour la Chine, les États-Unis, l'Union européenne et le Monde**

$$\text{Kaya : } CO_2 = population \times \frac{PIB}{population} \times \frac{Energie}{PIB} \times \frac{CO_2}{Energie}$$

$$\Rightarrow CO_2 = population \times \text{revenu par tête} \times \text{intensité énergétique} \times \text{intensité carbone}$$

$$\underline{\text{Chine}} : 9\,087.10^9 tCO_2 = 1,379.10^9 hab \times \frac{21\,451.10^9 \$}{1,379.10^9 hab} \times \frac{2\,975.10^9 Mtoe}{21\,451.10^9 \$} \times \frac{9\,087.10^9 tCO_2}{2\,975.10^9 Mtoe}$$

$$\Rightarrow 9\,087.10^9 tCO_2 = 1,379.10^9 hab \times 15\,559 \$/hab \times 0,1387 Mteo/\$ \times 3,054 tCO_2/Mtoe$$

$$\underline{\text{États-Unis}} : 5\,176.10^9 tCO_2 = 0,323.10^9 hab \times \frac{18\,624.10^9 \$}{0,323.10^9 hab} \times \frac{2\,388.10^9 Mtoe}{18\,624.10^9 \$} \times \frac{5\,176.10^9 tCO_2}{2\,388.10^9 Mtoe}$$

$$\Rightarrow 5\,176.10^9 tCO_2 = 0,323.10^9 hab \times 57\,638 \$/hab \times 0,128 Mteo/\$ \times 2,168 tCO_2/Mtoe$$

$$\underline{\text{UE}} : 3\,160.10^9 tCO_2 = 0,511.10^9 hab \times \frac{20\,377.10^9 \$}{0,511.10^9 hab} \times \frac{1\,619.10^9 Mtoe}{20\,377.10^9 \$} \times \frac{3\,160.10^9 tCO_2}{1\,619.10^9 Mtoe}$$

$$\Rightarrow 3\,160.10^9 tCO_2 = 0,511.10^9 hab \times 39\,838 \$/hab \times 0,079 Mteo/\$ \times 1,952 tCO_2/Mtoe$$

**Monde :**

$$\Rightarrow 36\,838.10^9 tCO_2 = 7,442.10^9 hab \times 16\,205 \$/hab \times 0,118 Mteo/\$ \times 2,579 tCO_2/Mtoe$$



**Tableau 24 : Objectifs relatifs de réduction selon les différentes études de projection**

Objectif 2030	UE		USA				Chine		
<b>DDPP</b>			Ref (2010)	ENR (2010)	CCS (2010)	Nucléaire -2010	Ref (2010)	ENR (2010)	CCS (2010)
cap national (2030)			- 29%	-33%	-31%	-33%	+ 82%	+ 40%	+ 40%
Réduc ETS	N.C.								
- industrie			-16%/-38% (P)	-17%/-38% (P)	-8%/-38% (P)	-12%/-38% (P)	+23%	+20%	+20%
- Elec			-29%	-34%	-24%	-35%	+37%	+42%	+39%
- transport			-45% / -6% (F)	-46%/-11% (F)	-46%/-47% (F)	-49%/-19% (F)	185%/123% (F)	172%/102% (F)	+182%/107% (F)
- autres -building			- 38%/-57% (R)	-45%/-58% (R)	-36%/-51% (R)	-35%/-53% (R)	+33%/+45% (R)	+34%/+62% (R)	+34%/+62% (R)
<b>GECO (2°)</b>									
cap national (2030)	-43% (1990) / -33% (2010)		-35% (1990) / -39% (2010)				+177% (1990) / Stabilisation niveau 2010		
<b>INDC</b>									
cap national	-40% (1990)		-26% à -28% (2005) en 2025				Plafond d'émission en 2030		
<b>WEO current</b>	1990	2012	1990		2012		1990	2012	
cap national	-23%	-10%	+10%		+6%		+424%	+45%	
- Elec	-27%	-14%	+25%		+11%		+904%	+59%	
- transport	+4%	-9%	+13%		-4%		+1829%	+113%	
<b>WEO New Policies*</b>	1990	2012	1990		2012		1990	2012	
cap national	-33%	-22%	-7%		-11%		+348%	+28%	
- Elec	-43%	-33%	-7%		-17%		+701%	+27%	
- transport	-7%	-18%	-2%		-17%		+1633%	+92%	
<b>WEO 450ppm</b>	1990	2012	1990		2012		1990	2012	
cap national	-50%	-41%	-38%		-40%		+176%	-24%	
- Elec	-68%	-62%	-62%		-66%		+235%	-47%	
- transport	-27%	-36%	-20%		-32%		+1263%	+51%	
PBL Netherlands Environmental assessment Agency	[-37% ; -32%]		Current policies	Bottom-up policies	Top-down policies		Current policies	Bottom-up policies	Top-down policies
			[-12% ; 10%]	[-38% ; -17%]	-27%		[46% ; 53%]	[30% ; 35%]	26%

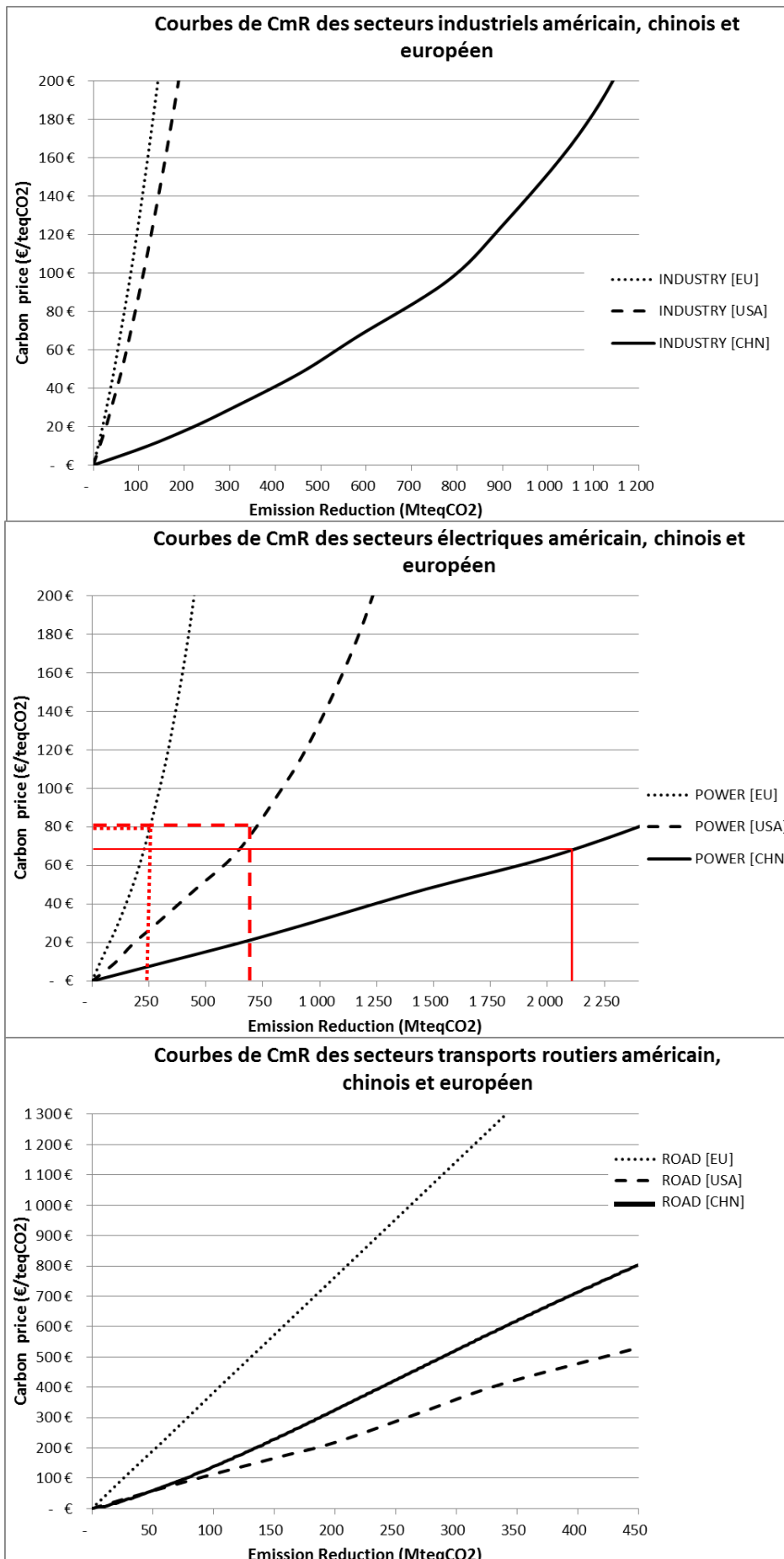
**Tableau 25 : Objectifs absolus de réduction selon les différentes études de projection**

Objectif 2030	UE	USA				Chine		
<b>DDPP</b>		1	ENR	CCS	Nuclear -	1	ENR	CCS
cap national (2030)		3,997 Gt eCO <sub>2</sub>	3,8 Gt eCO <sub>2</sub>	3,88 Gt eCO <sub>2</sub>	3,78 Gt eCO <sub>2</sub>	17,16 Gt eCO <sub>2</sub>	11,73 Gt eCO <sub>2</sub>	11,7 Gt eCO <sub>2</sub>
<i>Réduc ETS</i>								
- industrie	N.C.	0,65 Gt eCO <sub>2</sub>	0,64 Gt eCO <sub>2</sub>	0,71 Gt eCO <sub>2</sub>	0,69 Gt eCO <sub>2</sub>	4,22 Gt eCO <sub>2</sub>	4,31 Gt eCO <sub>2</sub>	4,31 Gt eCO <sub>2</sub>
- Elec		1,495 Gt eCO <sub>2</sub>	1,39 Gt eCO <sub>2</sub>	1,62 Gt eCO <sub>2</sub>	1,38 Gt eCO <sub>2</sub>	4,2 Gt eCO <sub>2</sub>	4,36 Gt eCO <sub>2</sub>	4,28 Gt eCO <sub>2</sub>
- transport		1,33 Gt eCO <sub>2</sub>	1,28 Gt eCO <sub>2</sub>	0,97 Gt eCO <sub>2</sub>	1,17 Gt eCO <sub>2</sub>	1,66 Gt eCO <sub>2</sub>	1,52 Gt eCO <sub>2</sub>	1,52 Gt eCO <sub>2</sub>
- autres -building		0,29 Gt eCO <sub>2</sub>	0,27 Gt eCO <sub>2</sub>	0,41 Gt eCO <sub>2</sub>	0,31 Gt eCO <sub>2</sub>	1,24 Gt eCO <sub>2</sub>	1,37 Gt eCO <sub>2</sub>	1,56 Gt eCO <sub>2</sub>
<b>GECO (2°)</b>								
cap national (2030)	3,14 (GtCO <sub>2</sub> e)	3,14 (GtCO <sub>2</sub> e)				10,9 (GtCO <sub>2</sub> e)		
<b>WEO current</b>								
cap national	3,11 Gt CO <sub>2</sub>	5,33 Gt CO <sub>2</sub>				11,93 Gt CO <sub>2</sub>		
- Elec	1,1 Gt CO <sub>2</sub>	2,3 Gt CO <sub>2</sub>				6,53 Gt CO <sub>2</sub>		
- transport	0,78 Gt CO <sub>2</sub>	1,56 Gt CO <sub>2</sub>				1,41 Gt CO <sub>2</sub>		
<b>WEO New Policies*</b>								
cap national	2,7 Gt CO <sub>2</sub>	4,51 Gt CO <sub>2</sub>				10,2 Gt CO <sub>2</sub>		
- Elec	0,85 Gt CO <sub>2</sub>	1,72 Gt CO <sub>2</sub>				5,21 Gt CO <sub>2</sub>		
- transport	0,7 Gt CO <sub>2</sub>	1,35 Gt CO <sub>2</sub>				1,27 Gt CO <sub>2</sub>		
<b>WEO 450ppm</b>								
cap national	2,04 Gt CO <sub>2</sub>	3 Gt CO <sub>2</sub>				6,29 Gt CO <sub>2</sub>		
- Elec	0,48 Gt CO <sub>2</sub>	0,7 Gt CO <sub>2</sub>				2,18 Gt CO <sub>2</sub>		
- transport	0,55 Gt CO <sub>2</sub>	1,1 Gt CO <sub>2</sub>				0,995 Gt CO <sub>2</sub>		
PBL Netherlands Environmental assessment Agency	3 – 3,28 Gt eCO <sub>2</sub>	Current policies 5,2-6,5 Gt eCO <sub>2</sub>	Bottom-up policies 3,7-4,9 Gt eCO <sub>2</sub>	Top-down policies 4,315 Gt eCO <sub>2</sub>	Current policies 14,7–15,4 Gt eCO <sub>2</sub>	Bottom-up policies 13-13,7 Gt eCO <sub>2</sub>	Top-down policies 11,9-12,7 Gt eCO <sub>2</sub>	

P=Process F=Fret R=Résidentiel \*New policies décrit un scénario basé sur la poursuite des politiques existantes ou en cours de mise en œuvre

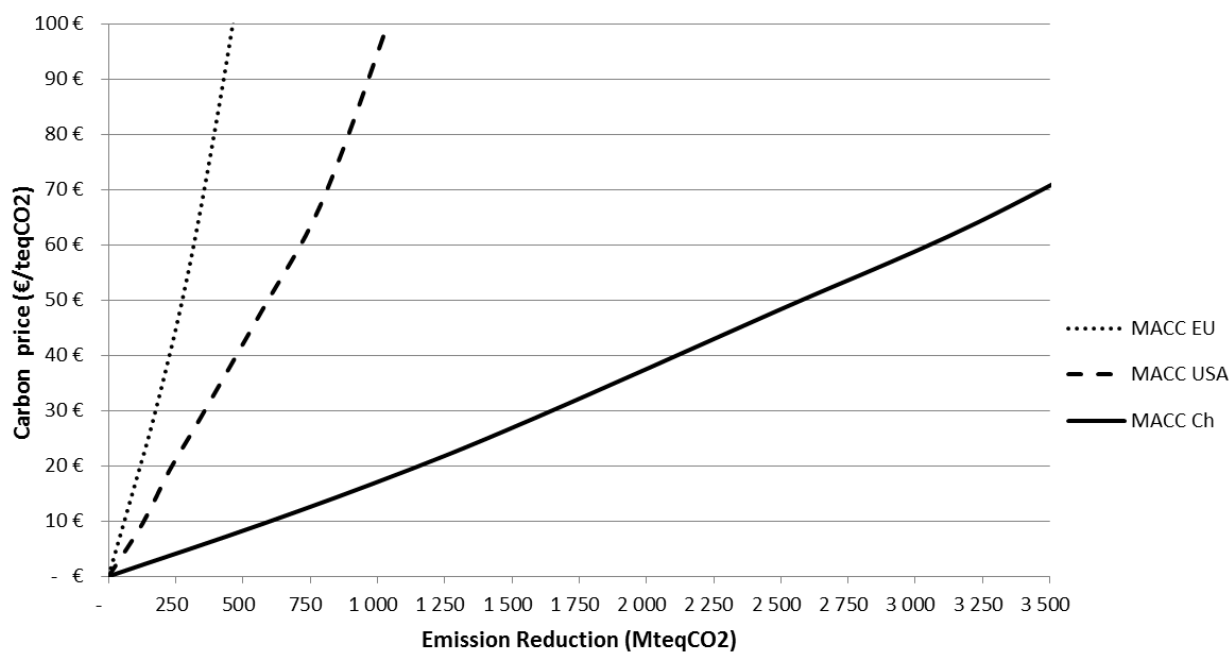
Source : l'auteur, d'après une synthèse des travaux de recherche académiques

**Graphique 14 : Courbes de CmR des secteurs industriels, électrique et transport pour la Chine, les Etats-Unis et l'Europe**



Source : l'auteur, d'après des données de simulation de POLES

**Graphique 15 : Courbes de CmR (MACC en anglais) avec transport pour les ETS américain, chinois et européen**



Source : l'auteur, d'après des données issues de POLES

**Démonstration 1 :**  $x_{ER}$  est une fonction décroissante de  $i$  et  $x_{ER}\left(\frac{p_A}{p_B}\right) = 0$

$$x_{ER}(i) = \frac{\sqrt{a} \cdot q_A - \sqrt{ib} \cdot q_B}{\sqrt{a} + \sqrt{ib}} \text{ donc } x_{ER}(i) \cdot (\sqrt{a} + \sqrt{ib}) = \sqrt{a} \cdot q_A - \sqrt{ib} \cdot q_B$$

En dérivant cette expression par rapport à  $i$ , nous obtenons :

$$\frac{\partial x_{ER}}{\partial i} = -\frac{\sqrt{b}}{2 \cdot \sqrt{i}} \cdot [q_B + x_{ER}] < 0$$

$x_{ER}$  est donc une fonction décroissante en  $i$  et

$$x_{ER}\left(\frac{p_A}{p_B}\right) = \frac{\sqrt{a} \cdot q_A - \sqrt{\frac{p_A}{p_B} b} \cdot q_B}{\sqrt{a} + \sqrt{\frac{p_A}{p_B} b}} = 0 \text{ puisque } \frac{p_A}{p_B} = \frac{a \cdot q_A^2}{b \cdot q_B^2}$$

**Démonstration 2 :**  $CT_{ER}^A(i) - CT^A$  est une fonction croissante en  $i$  et négative pour  $i \leq \frac{p_A}{p_B}$ .

$$CN_{ER}^A = CN^A + \frac{a \cdot x_{ER}^2}{3} \cdot [2 \cdot x_{ER} - 3 \cdot q_A] \text{ donc } CN_{ER}^A(i) - CN^A = \frac{a \cdot x_{ER}^2}{3} \cdot [2 \cdot x_{ER} - 3 \cdot q_A]$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial (CT_{ER}^A(i) - CT^A)}{\partial i} &= \frac{a}{3} \cdot \left[ 2 \cdot x_{ER} \cdot \frac{\partial x_{ER}}{\partial i} \cdot (2 \cdot x_{ER} - 3 \cdot q_A) + 2 \cdot x_{ER}^2 \cdot \frac{\partial x_{ER}}{\partial i} \right] \\ &= \frac{a}{3} \cdot \left[ 6 \cdot x_{ER}^2 \cdot \frac{\partial x_{ER}}{\partial i} - 6 \cdot q_A \cdot x_{ER} \cdot \frac{\partial x_{ER}}{\partial i} \right] = 2 \cdot a \cdot x_{ER} \cdot \frac{\partial x_{ER}}{\partial i} \cdot (x_{ER} - q_A) \end{aligned}$$

Comme  $0 < x_{ER} < q_A$  et  $\frac{\partial x_{ER}}{\partial i} < 0$ , alors  $\frac{\partial (CN_{ER}^A(i) - CN^A)}{\partial i} < 0$  donc  $CN_{ER}^A(i) - CN^A$  est une fonction croissante en  $i$  et négative pour  $i \leq \frac{p_A}{p_B}$ .

**Démonstration 3 : Impacts sur les coûts pour des valeurs de  $i$  comprises entre 1 et  $\frac{p_A}{p_B}$**

Il existe  $i_B^* \in \left[1, \frac{p_A}{p_B}\right]$  tel que  $\frac{\partial CN_{ER}^B(i_B^*)}{\partial i} = 0$ . Pour  $1 < i < i_B^*$ ,  $CN_{ER}^B$  est décroissant et pour  $i_B^* < i < \frac{p_A}{p_B}$ ,  $CN_{ER}^B$  est croissant de sorte que le minimum de  $CN_{ER}^B$  est atteint pour  $i = i_B^*$ .  
 $CN_{ER}^B - CN^B$  négative pour  $i \in \left[1, \frac{p_A}{p_B}\right]$

$$CN_{ER}^B(i) = \frac{b}{3} \cdot (q_B + x_{ER}(i))^3 - x_{ER}(i) \cdot b \cdot i \cdot (q_B + x_{ER}(i))^2$$

Par définition de  $x_{ER}$ ,  $b \cdot i \cdot (q_B + x_{ER}(i))^2 = a \cdot (q_A - x_{ER}(i))^2$ , donc

$$CN_{ER}^B(i) = \frac{b}{3} \cdot (q_B + x_{ER}(i))^3 - a \cdot (q_A - x_{ER}(i))^2 \cdot x_{ER}(i)$$

Comme  $x_{ER}(i)$  est continûment strictement décroissant pour  $1 < i < \frac{p_A}{p_B}$  et établis une bijection entre  $\left[1, \frac{p_A}{p_B}\right]$  et  $[0, x_{FL}]$ , nous étudions le signe et les propriétés de  $CN_{ER}^B(x)$

$$\frac{\partial CN_{ER}^B(x)}{\partial x} = b \cdot (q_B + x)^2 - a \cdot (q_A - x)^2 + 2a \cdot (q_A - x) \cdot x$$

En remplaçant  $x_{ER}(i)$  par son expression, nous obtenons :

$$\frac{\partial CN_{ER}^B(x)}{\partial x} = (b - 3a) \cdot x^2 + 2 \cdot x(bq_B + aq_A) + bq_B^2 - aq_A^2$$

Pour déterminer le signe de  $CN_{ER}^B(x)$ , nous cherchons  $x$  tel que :

$$\frac{\partial CN_{ER}^B(x)}{\partial x} = (b - 3a) \cdot x + 2 \cdot x(bq_B + aq_A) + bq_B^2 - aq_A^2 = 0$$

Le déterminant  $\Delta$  de cette équation du second degré s'écrit:

$$\begin{aligned} \Delta &= 4 \cdot (bq_B + aq_A)^2 - 4(b - 3a) \cdot (bq_B^2 - aq_A^2) \\ &= q_A^2 \cdot (a^2 + ab) + 3ab \cdot q_B^2 + 4ab \cdot q_A \cdot q_B > 0 \end{aligned}$$

Ainsi l'équation  $\frac{\partial CN_{ER}^B(x)}{\partial x} = 0$  admet 2 solutions :

$$x_1 = \frac{-2(bq_B + aq_A) + \sqrt{\Delta}}{2(b - 3a)}$$

et

$$x_2 = \frac{-2(bq_B + aq_A) - \sqrt{\Delta}}{2(b - 3a)}$$

Or  $x_2 < 0$  et  $\frac{\partial CN_{ER}^B(x=0)}{\partial x} = p_B - p_A < 0$  et  $\frac{\partial CN_{ER}^B(x=x_{FL})}{\partial x} = 2a \cdot (q_A - x_{FL}) \cdot x_{FL} > 0$  car par définition  $b \cdot (q_B + x_{FL})^2 - a \cdot (q_A - x_{FL})^2$

Ainsi  $0 < x_1 < x_{FL}$ .

En conclusion il existe un unique  $x_1 \in [0; x_{FL}]$  tel que  $\frac{\partial CN_{ER}^B(x)}{\partial x} = 0$ .  $CN_{ER}^B(x)$  est décroissant sur  $[0; x_1]$ . Notons  $i_B^*$ , l'antécédent de  $x_1$  par la fonction  $x_{ER}(i)$ , soit  $x_{ER}(i_B^*) = x_1$ . Alors comme la fonction  $x_{ER}$  établis une bijection entre  $\left[1; \frac{p_A}{p_B}\right]$  et  $[0; x_{FL}]$

$$\text{Pour } i \in \left[1; i_B^*\right], \frac{\partial CN_{ER}^B(i)}{\partial i} = \frac{\partial CN_{ER}^B(x)}{\partial x} * \frac{\partial x_{ER}(i)}{\partial i} < 0$$

$$\text{Pour } i \in \left]i_B^*, \frac{p_A}{p_B}\right], \frac{\partial CN_{ER}^B(i)}{\partial i} = \frac{\partial CN_{ER}^B(x)}{\partial x} * \frac{\partial x_{ER}(i)}{\partial i} > 0$$

$$\text{Et } \frac{\partial CN_{ER}^B(i_B^*)}{\partial i} = 0$$

$$\text{Enfin } CN_{ER}^B(i = 1) = CN_{FL}^B \text{ et } CN_{ER}^B\left(i = \frac{p_A}{p_B}\right) = CN^B$$

$$\text{Donc } CN_{ER}^B(i = 1) - CN^B = CN_{FL}^B - CN^B < 0 \text{ et } CN_{ER}^B\left(i = \frac{p_A}{p_B}\right) - CN^B = 0$$

Ainsi, il existe  $i_B^* \in \left[1, \frac{p_A}{p_B}\right]$  tel que  $\frac{\partial CN_{ER}^B(i_B^*)}{\partial i} = 0$ . Pour  $1 < i < i_B^*$ ,  $CN_{ER}^B$  est décroissant et pour  $i_B^* < i < \frac{p_A}{p_B}$ ,  $CN_{ER}^B$  est croissant de sorte que le minimum de  $CN_{ER}^B$  est atteint pour  $i = i_B^*$ .  $CN_{ER}^B - CN^B$  négative pour  $i \in \left[1, \frac{p_A}{p_B}\right]$

#### Démonstration 4 : Dynamiques des coûts pour un taux de décote $\rho \geq 1$

Enoncé 1 :  $CN_{DR}^A(\rho) - CN^A$  est croissante en  $\rho$  et est négative sur l'intervalle  $[1, \rho_{Alim}]$  avec  $\rho_{Alim} > 1$  et positive pour  $\rho > \rho_{Alim}$ .

Démonstration :

$$\begin{aligned} CN_{DR}^A &= \int_0^{q_A - x_{DR}} C_m^A(q) \cdot dq + p_{DR} \cdot \rho \cdot x_{DR} \\ &= \frac{a \cdot (q_A - x_{DR}(\rho))^3}{3} + \rho \cdot x_{DR}(\rho) \cdot a \cdot (q_A - x_{DR}(\rho))^2 \\ &= \frac{a}{3} \cdot (q_A - x_{DR}(\rho))^2 \cdot (q_A + x_{DR}(\rho) \cdot (3 \cdot \rho - 1)) \end{aligned}$$

En dérivant cette expression et en considérant que  $\frac{dx_{DR}(\rho)}{d\rho} = -\frac{\sqrt{b}(\sqrt{a} \cdot q_A - \sqrt{b} \cdot q_B)}{(\sqrt{a} + \rho \cdot \sqrt{b})^2} = -\frac{\sqrt{b}}{\sqrt{a} + \rho \cdot \sqrt{b}} \cdot x_{DR}(\rho)$ , on obtient:

$$\begin{aligned} \frac{\partial CN_{DR}^A(\rho)}{\partial \rho} &= \frac{a}{\sqrt{a} + \rho \cdot \sqrt{b}} \cdot (q_A - x_{DR}(\rho)) \cdot x_{DR}(\rho) \cdot [q_A \cdot (\sqrt{a} + \sqrt{b}) \\ &\quad + x_{DR}(\rho) \cdot (\sqrt{b} \cdot (2\rho - 1) - \sqrt{a})] \end{aligned}$$

Donc  $\frac{\partial (CN_{DR}^A(\rho) - CN^A)}{\partial \rho} > 0$ ,  $CN_{DR}^A(\rho) - CN^A$  est donc croissant.

Comme nous savons que  $CN_{DR}^A(\rho = 1) - CN^A = CN_{FL}^A - CN^A < 0$ ,  $\exists \rho_{Alim} > 1$  tel que  $CN_{DR}^A(\rho_{Alim}) = CN^A$ .

Ainsi  $CN_{DR}^A(\rho) - CN^A$  est croissante en  $\rho$  et est négative sur l'intervalle  $[1, \rho_{Alim}]$  avec  $\rho_{Alim} > 1$  et positive pour  $\rho > \rho_{Alim}$ .

\*\*\*

Enoncé 2 :  $CN_{DR}^B(\rho) - CN^B$  est négative et décroissante en  $\rho$ .

Démonstration :

$$\begin{aligned} CN_{DR}^B &= \int_0^{q_B + \rho \cdot x_{DR}} C_m^B(q) \cdot dq - p_{DR} \cdot \rho \cdot x_{DR} = \left[ \frac{b \cdot q^3}{3} \right]_0^{q_B + \rho \cdot x_{DR}} - p_{DR} \cdot \rho \cdot x_{DR}(\rho) \\ &= \frac{b}{3} \cdot (q_B + \rho \cdot x_{DR}(\rho))^3 - b \cdot \rho \cdot x_{DR}(\rho) \cdot (q_B + \rho \cdot x_{DR}(\rho))^2 \end{aligned}$$



$$= \frac{b}{3} \cdot (q_B + \rho \cdot x_{DR}(\rho))^2 \cdot [q_B - 2 \cdot \rho \cdot x_{DR}(\rho)]$$

En dérivant cette expression par rapport à  $\rho$ , nous obtenons :

$$\frac{dCT_{DR}^B}{d\rho} = -\frac{2 \cdot b}{3} \cdot (\rho \cdot x_{DR}(\rho)) \cdot (q_B + \rho \cdot x_{DR}(\rho)) \left( \rho \cdot \frac{dx_{DR}(\rho)}{d\rho} + x_{DR}(\rho) \right).$$

$-\frac{2 \cdot b}{3} < 0$ ,  $(\rho \cdot x_{DR}(\rho)) > 0$  et  $(q_B + \rho \cdot x_{DR}(\rho)) > 0$ , et en remplaçant  $x_{DR}(\rho)$  par son expression, nous obtenons :  $\rho \cdot \frac{dx_{DR}(\rho)}{d\rho} + x_{DR}(\rho) = \frac{\sqrt{a} \cdot (\sqrt{p_A} - \sqrt{p_B})}{(\sqrt{p_A} + \rho \cdot \sqrt{p_B})^2} > 0$ .

Ainsi  $\frac{dCT_{DR}^B}{d\rho} < 0$  et  $CT_{DR}^B$  est donc décroissant en  $\rho$  avec  $CT_{DR}^B(\rho = 1) - CT^B = CT_{FL}^B - CT^B < 0$ .

\*\*\*

Enoncé 3 :  $CT_{DR}(\rho) - CT$  est croissante en  $\rho$

Démonstration :

$$CT_{DR}(\rho) = CN_{DR}^A(\rho) + CN_{DR}^B(\rho) = \frac{a}{3} \cdot (q_A - x_{DR}(\rho))^3 + \frac{b}{3} \cdot (q_B + \rho \cdot x_{DR}(\rho))^3$$

$$\frac{dCT_{DR}}{d\rho} = -a \cdot (q_A - x_{DR}(\rho))^2 \cdot \frac{dx_{DR}(\rho)}{d\rho} + b \cdot (q_B + \rho \cdot x_{DR}(\rho))^2 \cdot \left( \rho \cdot \frac{dx_{DR}(\rho)}{d\rho} + x_{DR}(\rho) \right)$$

Or par définition:  $a \cdot (q_A - x_{DR}(\rho))^2 = b \cdot (q_B + \rho \cdot x_{DR}(\rho))^2$  et d'autre part en considérant:  $\frac{dx_{DR}(\rho)}{d\rho} = -\frac{\sqrt{b}}{\sqrt{a} + \rho \cdot \sqrt{b}} \cdot x_{DR}(\rho)$ , on obtient:

$$\frac{dCT_{DR}}{d\rho} = a \cdot (q_A - x_{DR}(\rho))^2 \cdot x_{DR}(\rho) \cdot (\sqrt{a} + \sqrt{b})$$

Tous les éléments de cette expression sont positifs donc,  $CT_{DR}$  est croissant en  $\rho$  et comme  $CT_{DR}(\rho = 1) = CT_{FL}$ ,

alors  $CT_{DR}(\rho = 1) - CT < 0$  et  $\rho_{lim} > 1$  tel que  $CT_{DR}(\rho_{lim}) = CT$  .

**Figure 38 : Définition du périmètre pour les secteurs inclus dans l'ETS**

<b>USA</b>	<b>55%</b>
Power	100%
Chemicals	40%
Manufacturing	70%
Mineral Products	100%
Steel	100%
Upstream & Refining	90%
<b>China</b>	<b>63%</b>
Power	100%
Chemicals	60%
Manufacturing	10%
Mineral Products	40%
Steel	70%
Upstream & Refining	60%
<b>EU</b>	<b>48%</b>
Power	100%
INDUSTRY *	67%

*Source : l'auteur pour la construction des hypothèses de simulation*

\* Détails pour l'industrie européenne dans le Tableau 26.

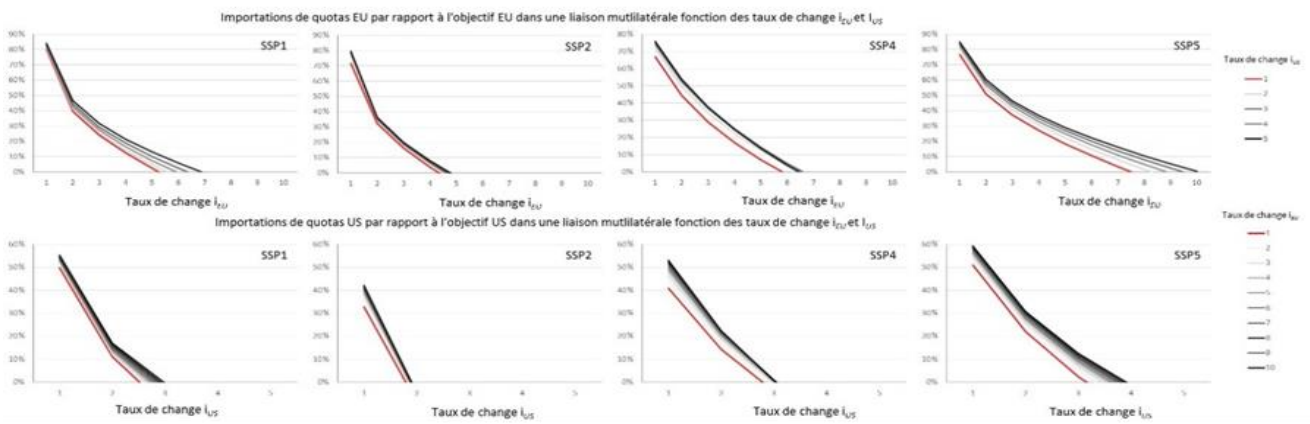
**Tableau 26 : Définition du périmètre pour le secteur industriel européen**

<b>Austria</b>	<b>36%</b>	<b>Germany</b>	<b>56%</b>	<b>Poland</b>	<b>54%</b>
Industry	77%	Industry	71%	Industry	59%
<i>Chemicals</i>	10%	<i>Chemicals</i>	39%	<i>Chemicals</i>	10%
<i>Manufacturing</i>	70%	<i>Manufacturing</i>	70%	<i>Manufacturing</i>	70%
<i>Mineral Products</i>	100%	<i>Mineral Products</i>	100%	<i>Mineral Products</i>	100%
<i>Steel</i>	100%	<i>Steel</i>	100%	<i>Steel</i>	100%
<i>Upstream &amp; Refining</i>	89%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	90%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	73%
<b>Belgium</b>	<b>48%</b>	<b>Greece</b>	<b>54%</b>	<b>Portugal</b>	<b>40%</b>
Industry	69%	Industry	82%	Industry	71%
<i>Chemicals</i>	40%	<i>Chemicals</i>	40%	<i>Chemicals</i>	10%
<i>Manufacturing</i>	70%	<i>Manufacturing</i>	70%	<i>Manufacturing</i>	25%
<i>Mineral Products</i>	100%	<i>Mineral Products</i>	100%	<i>Mineral Products</i>	100%
<i>Steel</i>	100%	<i>Steel</i>	100%	<i>Steel</i>	100%
<i>Upstream &amp; Refining</i>	90%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	90%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	90%
<b>Bulgaria</b>	<b>63%</b>	<b>Hungary</b>	<b>44%</b>	<b>Romania</b>	<b>57%</b>
Industry	40%	Industry	65%	Industry	48%
<i>Chemicals</i>	10%	<i>Chemicals</i>	10%	<i>Chemicals</i>	10%
<i>Manufacturing</i>	70%	<i>Manufacturing</i>	70%	<i>Manufacturing</i>	70%
<i>Mineral Products</i>	90%	<i>Mineral Products</i>	100%	<i>Mineral Products</i>	100%
<i>Steel</i>	78%	<i>Steel</i>	100%	<i>Steel</i>	100%
<i>Upstream &amp; Refining</i>	10%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	87%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	54%
<b>Croatia</b>	<b>45%</b>	<b>Ireland</b>	<b>39%</b>	<b>Slovakia</b>	<b>49%</b>
Industry	60%	Industry	76%	Industry	56%
<i>Chemicals</i>	10%	<i>Chemicals</i>	10%	<i>Chemicals</i>	10%
<i>Manufacturing</i>	68%	<i>Manufacturing</i>	70%	<i>Manufacturing</i>	64%
<i>Mineral Products</i>	100%	<i>Mineral Products</i>	100%	<i>Mineral Products</i>	100%
<i>Steel</i>	100%	<i>Steel</i>	100%	<i>Steel</i>	100%
<i>Upstream &amp; Refining</i>	70%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	63%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	47%
<b>Cyprus</b>	<b>40%</b>	<b>Italy</b>	<b>44%</b>	<b>Slovenia</b>	<b>51%</b>
Industry	86%	Industry	74%	Industry	80%
<i>Chemicals</i>	20%	<i>Chemicals</i>	10%	<i>Chemicals</i>	30%
<i>Manufacturing</i>	57%	<i>Manufacturing</i>	44%	<i>Manufacturing</i>	68%
<i>Mineral Products</i>	100%	<i>Mineral Products</i>	95%	<i>Mineral Products</i>	100%
<i>Steel</i>	77%	<i>Steel</i>	98%	<i>Steel</i>	100%
<i>Upstream &amp; Refining</i>	70%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	90%	<i>Upstream &amp; Refining</i>	70%

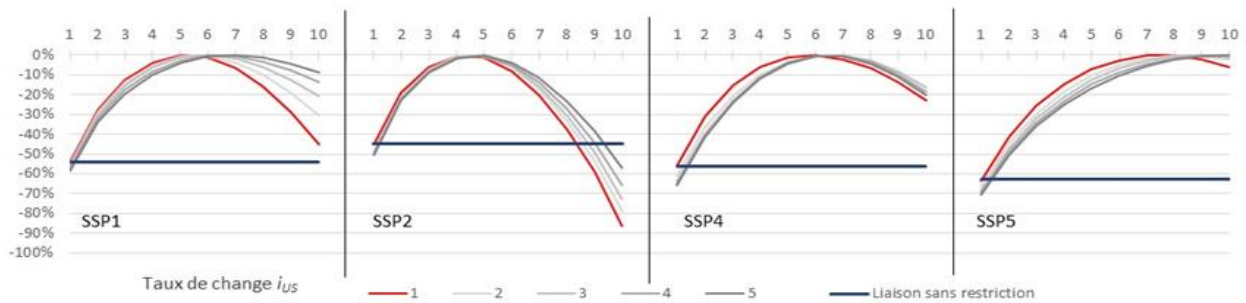
<b>Czech Republic</b>	<b>58%</b>	<b>Latvia</b>	<b>42%</b>	<b>Spain</b>	<b>43%</b>
Industry	59%	Industry	72%	Industry	64%
Chemicals	10%	Chemicals	10%	Chemicals	10%
Manufacturing	46%	Manufacturing	68%	Manufacturing	51%
Mineral Products	100%	Mineral Products	100%	Mineral Products	100%
Steel	100%	Steel	100%	Steel	100%
Upstream & Refining	31%	Upstream & Refining	49%	Upstream & Refining	71%
<b>Denmark</b>	<b>37%</b>	<b>Lithuania</b>	<b>44%</b>	<b>Sweden</b>	<b>41%</b>
Industry	65%	Industry	42%	Industry	78%
Chemicals	10%	Chemicals	10%	Chemicals	20%
Manufacturing	57%	Manufacturing	70%	Manufacturing	70%
Mineral Products	100%	Mineral Products	100%	Mineral Products	100%
Steel	77%	Steel	100%	Steel	100%
Upstream & Refining	52%	Upstream & Refining	77%	Upstream & Refining	84%
<b>Estonia</b>	<b>77%</b>	<b>Luxembourg</b>	<b>29%</b>	<b>United Kingdom</b>	<b>39%</b>
Industry	68%	Industry	77%	Industry	65%
Chemicals	30%	Chemicals	10%	Chemicals	10%
Manufacturing	60%	Manufacturing	10%	Manufacturing	58%
Mineral Products	83%	Mineral Products	100%	Mineral Products	100%
Steel	77%	Steel	65%	Steel	100%
Upstream & Refining	70%	Upstream & Refining	10%	Upstream & Refining	78%
<b>Finland</b>	<b>46%</b>	<b>Malta</b>	<b>38%</b>	<b>Iceland</b>	<b>7%</b>
Industry	74%	Industry	86%	Industry	10%
Chemicals	37%	Chemicals	30%	Chemicals	10%
Manufacturing	70%	Manufacturing	70%	Manufacturing	10%
Mineral Products	100%	Mineral Products	100%	Mineral Products	10%
Steel	100%	Steel	100%	Steel	10%
Upstream & Refining	90%	Upstream & Refining	90%	Upstream & Refining	10%
<b>France</b>	<b>41%</b>	<b>Netherlands</b>	<b>40%</b>	<b>Norway</b>	<b>64%</b>
Industry	71%	Industry	51%	Industry	82%
Chemicals	10%	Chemicals	20%	Chemicals	40%
Manufacturing	70%	Manufacturing	70%	Manufacturing	70%
Mineral Products	100%	Mineral Products	100%	Mineral Products	100%
Steel	100%	Steel	100%	Steel	100%
Upstream & Refining	90%	Upstream & Refining	90%	Upstream & Refining	90%

Source : l'auteur, d'après la configuration actuelle du SCEQE

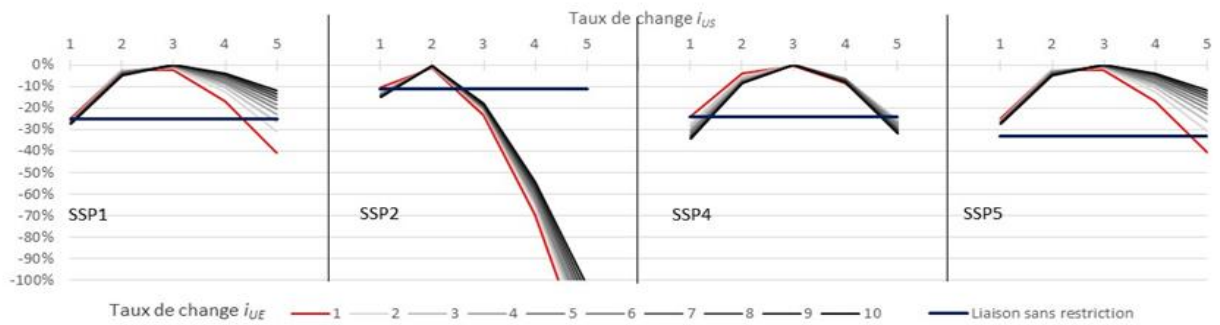
**Figure 39 : Importations de permis et CN en linking multilatéral pour toutes les SSP**



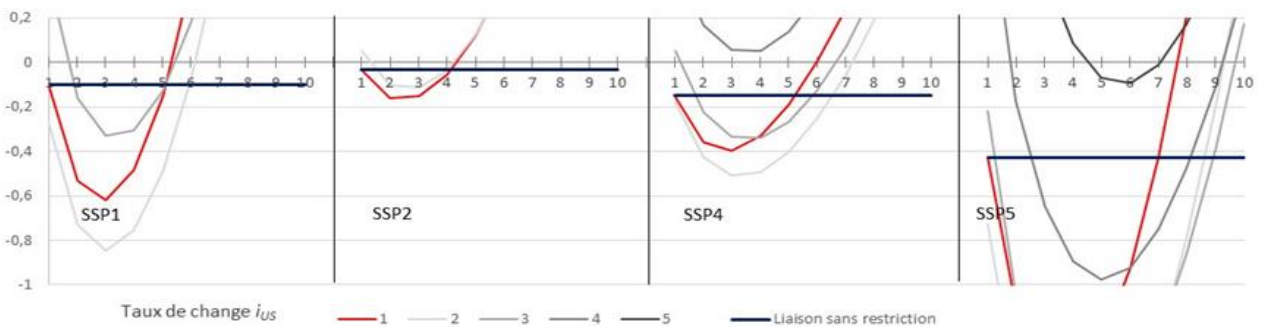
**Coût national UE dans une liaison multilatérale par rapport à un marché séparé en fonction des taux de change  $i_{EU}$  et  $i_{US}$**



**Coût national US dans une liaison multilatérale par rapport à un marché séparé en fonction des taux de change  $i_{EU}$  et  $i_{US}$**



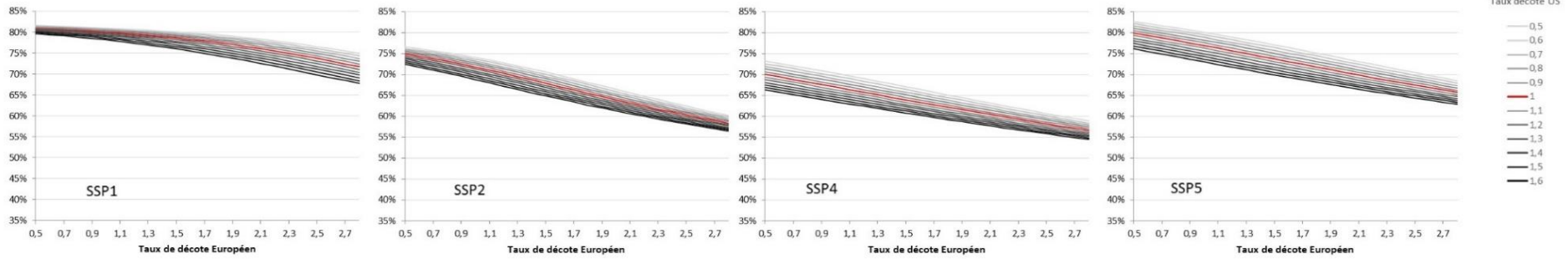
**Coût national chinois dans une liaison multilatérale par rapport à un marché séparé en fonction des taux de change  $i_{EU}$  et  $i_{US}$**



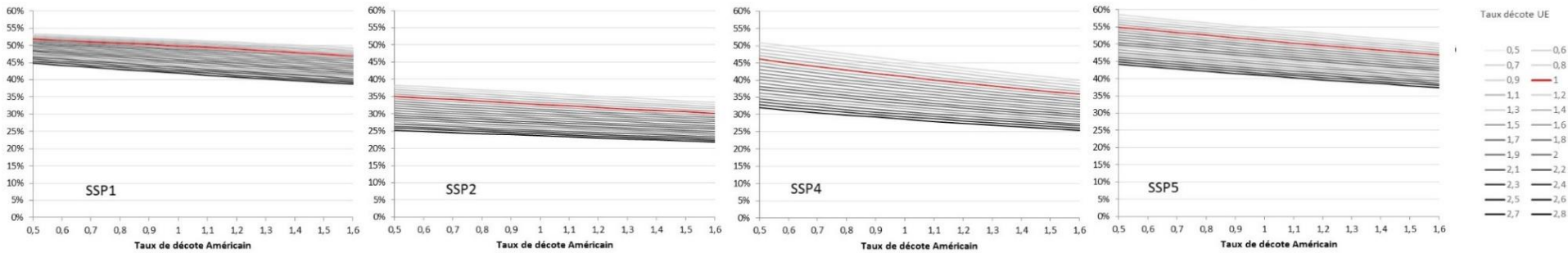
Source : l'auteur, d'après les résultats des simulations effectuées sous Mathematica

**Figure 40 : Évaluation de l'impact des taux de décote selon les SSP les importations de quotas et les réductions totales**

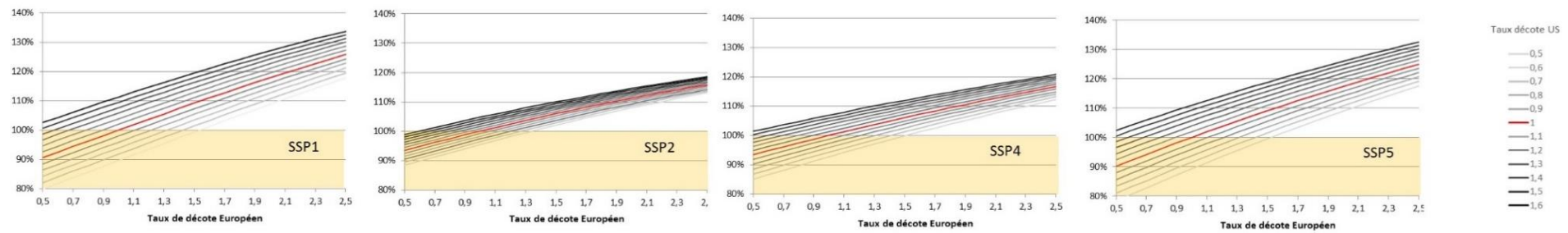
Importations de quotas EU par rapport à l'objectif EU dans une liaison multilatérale par rapport à un marché séparé en fonction des taux de décote  $\rho_{EU}$  et  $\rho_{US}$



Importations de quotas US par rapport à l'objectif US dans une liaison multilatérale par rapport à un marché séparé en fonction des taux de décote  $\rho_{EU}$  et  $\rho_{US}$



Réductions d'émissions totales dans une liaison multilatérale par rapport à l'objectif en fonction des taux de décote  $\rho_{EU}$  et  $\rho_{US}$



Source : l'auteur, d'après les résultats des simulations effectuées sous Mathematica

# Table des matières

---

<b>INTRODUCTION GENERALE</b> .....	<b>1</b>
<b>PARTIE 1 : LE DESIGN DES SYSTEMES DE PERMIS D'EMISSION NEGOCIABLES : IMPLICATIONS DES DIFFERENCES STRUCTURELLES</b> .....	<b>13</b>
CHAPITRE 1- ..... LES CARACTERISTIQUES-PAYS : UN FACTEUR DECISIF DANS LE DESIGN DES SYSTEMES DE PERMIS D'EMISSIONS NEGOCIABLES (ETS).....	17
<b>1.1 La structure économique et énergétique du pays prédétermine la forme de l'ETS</b> .....	<b>19</b>
1.1.1 Structure économique .....	19
1.1.2 Structure de la consommation énergétique.....	23
1.1.3 Profils des émissions de CO <sub>2</sub> .....	28
1.1.3.1 Comparaison des sources d'émission .....	28
1.1.3.2 Les différences d'émission expliquées par l'équation de Kaya .....	33
1.1.4 Conclusion : éléments économique et énergétique structurants de l'ETS.....	35
<b>1.2 La structure institutionnelle et les éléments de design des ETS</b> .....	<b>36</b>
1.2.1 Éléments structurants d'un ETS.....	37
1.2.1.1 La zone réglementée et l'objectif de réduction : où, quand et combien ?.....	37
1.2.1.2 Les GES considérés et les entités couvertes : quoi et qui.....	39
1.2.2 Éléments assurant la crédibilité des ETS.....	44
1.2.2.1 Le système de contrôle : suivi, déclaration et vérification.....	45
1.2.2.2 La question cruciale de l'allocation des permis.....	48
1.2.2.3 Les pénalités pour non-conformité.....	50
1.2.3 Éléments influençant le prix des permis.....	51
1.2.3.1 Les crédits compensatoires et l'emprunt pour diminuer les coûts de réduction .....	51
1.2.3.1 Contrôle du prix des permis sur le marché .....	53
1.2.4 Conclusion : facteurs institutionnels et différenciation des designs d'ETS.....	56
<b>1.3 La volonté politique de long-terme influence le design futur des ETS</b> .....	<b>58</b>
1.3.1 La viabilité relative des différents systèmes .....	58
1.3.2 Perspectives de développement futur .....	64
1.3.3 Quels seront les facteurs d'évolution du design des ETS ?.....	66
<b>1.4 Conclusion du chapitre 1</b> .....	<b>67</b>

CHAPITRE 2- .....L'IMPORTANCE DU POINT DE CONFORMITE DANS LA CONSTRUCTION D'UN  
SYSTEME DE PERMIS NEGOCIABLES..... 69

<b>2.1</b>	<b>L'effet secteur et le choix du point de conformité</b> .....	<b>71</b>
2.1.1	Placer la mise en conformité sur les producteurs (2) ou les fournisseurs (3).....	77
2.1.1.1	<i>Avantage d'une gestion en amont, sur (2) et (3)</i> .....	77
2.1.1.2	<i>Difficultés de la gestion en amont</i> .....	78
2.1.1.3	<i>Les difficultés de la mise en oeuvre</i> .....	79
2.1.2	Placer le point de conformité en aval, sur les consommateurs (3) .....	80
2.1.2.1	<i>Une meilleure sensibilisation des consommateurs</i> .....	80
2.1.2.2	<i>Gestion plus coûteuse</i> .....	82
2.1.2.3	<i>Discussion sur l'acceptabilité publique du PCT</i> .....	83
2.1.3	Conclusion de la section .....	84
<b>2.2</b>	<b>L'effet-pays dans le choix du point de conformité</b> .....	<b>85</b>
2.2.1	Les émissions des secteurs électriques chinois, européen et américain .....	85
2.2.2	Le point de conformité dans les ETS chinois, européen et californien .....	88
2.2.2.1	<i>Position européenne : réguler les centrales électriques</i> .....	88
2.2.2.2	<i>Position californienne : l'approche « first seller »</i> .....	89
2.2.2.3	<i>Position chinoise : réguler les consommateurs</i> .....	91
2.2.3	Conclusion de la section .....	93
<b>2.3</b>	<b>Étude de cas modélisée : le point de conformité dans le secteur électrique chinois</b> .....	<b>94</b>
2.3.1	Le modèle POLES .....	94
2.3.1.1	<i>Fonctionnement global</i> .....	94
2.3.1.2	<i>Fonctionnement du secteur électrique</i> .....	97
2.3.2	Méthode .....	100
2.3.3	Résultats .....	102
2.3.3.1	<i>Prix des permis et coût de l'ETS</i> .....	102
2.3.3.2	<i>Impacts sur les mix technologique et énergétique</i> .....	104
<b>2.4</b>	<b>Discussion et conclusion du chapitre 2</b> .....	<b>107</b>
2.4.1	Les difficultés futures dans l'hypothèse d'un linking des ETS.....	107
2.4.2	Conclusion du chapitre .....	108



CHAPITRE 3- ..... LES CONDITIONS D'UNE EXTENSION SECTORIELLE DES SYSTEMES DE PERMIS NEGOCIABLES .....	111
<b>3.1 L'intégration des transports : revue de la littérature .....</b>	<b>114</b>
3.1.1 Analyse empirique des choix de régulation des émissions du transport.....	114
3.1.1.1 <i>La régulation des émissions du transport en Chine</i> .....	115
3.1.1.2 <i>L'Europe et les États-Unis face aux émissions du transport</i> .....	118
3.1.2 Élargissement de l'ETS au secteur des transports .....	120
<b>3.2 Modélisation de l'inclusion du transport routier à un ETS .....</b>	<b>125</b>
3.2.1 Le modèle Carbon Market Tool .....	126
3.2.2 Approche méthodologique.....	129
3.2.2.1 <i>Les hypothèses de modélisation</i> .....	131
3.2.2.2 <i>Le périmètre sectoriel des ETS</i> .....	133
3.2.3 Résultats .....	134
3.2.3.1 <i>Les Courbes de Coût Marginal de Réduction</i> .....	134
3.2.3.2 <i>Le prix des permis</i> .....	135
3.2.3.3 <i>Transfert de permis entre secteurs</i> .....	138
<b>3.3 Discussion et conclusion du chapitre 3 .....</b>	<b>140</b>
3.3.1 Discussion .....	140
3.3.2 Conclusion du chapitre 3 .....	143

**PARTIE 2 : LE LINKING DES ETS : ANALYSE A MOYEN TERME ET REGULATION DES ECHANGES INTERNATIONAUX DE PERMIS.....147**

**CHAPITRE 4- .... L'IMPACT D'UNE EXTENSION GEOGRAPHIQUE : QUELLE OPTIMALITE POUR LE LINKING DES SYSTEMES DE PERMIS NEGOCIABLES ?..... 151**

<b>4.1</b>	<b>Évaluation du linking selon le triptyque : efficacité, efficacité et acceptabilité .....</b>	<b>153</b>
4.1.1	Évaluation de l'efficacité économique du linking des ETS .....	153
4.1.1.1	<i>Réduire le coût marginal de réduction des émissions .....</i>	<i>153</i>
4.1.1.2	<i>Le risque de voir une hausse des coûts de transaction.....</i>	<i>155</i>
4.1.2	Évaluation de l'efficacité environnementale du linking des ETS .....	156
4.1.2.1	<i>Renforcement des engagements de réduction.....</i>	<i>156</i>
4.1.2.2	<i>Linking des marchés et progression vers une gestion globalisée .....</i>	<i>158</i>
4.1.2.3	<i>Le linking et les risques pour l'intégrité de la politique climatique .....</i>	<i>159</i>
4.1.3	Évaluation de l'acceptabilité politique .....	161
4.1.3.1	<i>Le linking comme un outil stratégique de politique internationale et un moyen de réduire les distorsions de concurrence.....</i>	<i>161</i>
4.1.3.2	<i>Perte de souveraineté et risque partenaire.....</i>	<i>162</i>
4.1.3.3	<i>La perte des co-bénéfices et la question des flux financiers.....</i>	<i>163</i>
<b>4.2</b>	<b>Étude de cas : modélisation d'un linking États-Unis - Chine - Europe .....</b>	<b>166</b>
4.2.1	Analyse des modélisations sur le linking des ETS .....	166
4.2.2	Approche méthodologique et hypothèses de modélisation pour le linking .....	171
4.2.3	Analyse des résultats .....	172
4.2.3.1	<i>Le linking avec couverture sectorielle uniforme .....</i>	<i>172</i>
4.2.3.2	<i>Linking avec combinaison de configurations sectorielles.....</i>	<i>176</i>
<b>4.3</b>	<b>Discussion et conclusion du chapitre 4 .....</b>	<b>181</b>
4.3.1	Discussion sur le lien entre le trilemme d'incompatibilité et les résultats de la modélisation 181	
4.3.2	Conclusion .....	183

CHAPITRE 5- ANALYSE DES MECANISMES DE RESTRICTION A L'ECHANGE INTERNATIONAL DE PERMIS D'EMISSION..... 187

<b>5.1</b>	<b>Les perspectives offertes par les taux de conversion .....</b>	<b>189</b>
5.1.1	La définition des mécanismes de restrictions à l'échange de permis.....	189
5.1.2	Analyse de la littérature académique sur les taux de conversion .....	192
5.1.2.1	<i>Limiter les flux pour limiter la perte de co-bénéfices due aux différences importantes de CmR</i>	192
5.1.2.2	<i>Neutraliser les comportements non-coopératifs et accroître le niveau de coopération</i>	194
5.1.2.3	<i>Réduire les effets de différences structurelles conflictuelles .....</i>	195
5.1.3	Réflexion analytique sur les taux de conversion dans un modèle à deux acteurs .....	196
5.1.3.1	<i>Full linking .....</i>	197
5.1.3.2	<i>Linking avec taux de change .....</i>	198
5.1.3.3	<i>Linking avec taux de décote .....</i>	202
<b>5.2</b>	<b>Étude de cas : simulations numériques des effets de l'utilisation de taux de conversion.....</b>	<b>206</b>
5.2.1	Les hypothèses du modèle et scénarios de référence.....	206
5.2.1.1	<i>Hypothèses retenues pour la modélisation .....</i>	206
5.2.1.2	<i>Scénarios de référence pour l'évaluation d'impact des taux de conversion.....</i>	208
5.2.2	Évaluation des effets du taux de change sur le prix et les échanges de permis .....	210
5.2.2.1	<i>Le cas de linking bilatéraux avec la Chine .....</i>	210
5.2.2.2	<i>Dans le cas d'un linking multilatéral .....</i>	213
5.2.3	Évaluation du taux de décote .....	216
5.2.3.1	<i>Linking bilatéral avec la Chine.....</i>	216
5.2.3.2	<i>linking multilatéral .....</i>	219
5.2.3.3	<i>Conclusion de la section .....</i>	222
<b>5.3</b>	<b>Analyse de sensibilité sur les hypothèses de croissance .....</b>	<b>224</b>
5.3.1	Les grandes étapes pour construire notre simulation .....	224
5.3.1.1	<i>Définition des SSP.....</i>	225
5.3.1.2	<i>Protocole de modélisation.....</i>	228
5.3.1.3	<i>Scénarios de référence .....</i>	229
5.3.2	Analyse de l'incertitude sur les résultats du linking bilatéral .....	232
5.3.3	Analyse de l'incertitude sur les résultats du linking multilatéral.....	238
<b>5.4</b>	<b>Conclusion du chapitre 5 .....</b>	<b>242</b>

CONCLUSION GENERALE.....245

