



L'impact de la contrainte carbone sur le secteur électrique européen

Loreta Stankeviciute

► To cite this version:

Loreta Stankeviciute. L'impact de la contrainte carbone sur le secteur électrique européen. Economies et finances. Université Pierre Mendès-France - Grenoble II, 2010. Français. NNT: . tel-00466498

HAL Id: tel-00466498

<https://theses.hal.science/tel-00466498>

Submitted on 24 Mar 2010

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.

UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Thèse de doctorat es Sciences Economiques

" L'IMPACT DE LA CONTRAINTE CARBONE SUR LE SECTEUR ELECTRIQUE EUROPEEN "

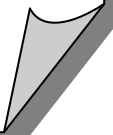
Loreta Stankeviciute

Soutenance le 18 mars 2010

LEPII

Laboratoire d'Economie de la Production et de l'Intégration Internationale

Jury :

- Monsieur **Percebois Jacques**,
Professeur Agrégé des Universités, *Université de Montpellier 1* (rapporteur),
 - Monsieur **De Perthuis Christian**,
Professeur associé, *Université Paris Dauphine* (rapporteur),
 - Monsieur **Criqui Patrick**,
Directeur de Recherches au CNRS, *Université de Grenoble* (directeur de thèse),
 - Monsieur **Angelier Jean Pierre**,
Professeur Agrégé des Universités, *Université de Grenoble*,
 - Monsieur **Caneill Jean Yves**,
Direction du Développement Durable, EDF.
- 

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE	13
Chapitre I : Les investissements dans le secteur électrique et leurs impacts sur le changement climatique.....	23
1 Le secteur électrique européen : les défis.....	24
1.1 Le secteur électrique : un contributeur majeur aux émissions de gaz à effet de serre.....	24
1.2 La nouvelle vague d'investissements et les options technologiques de réduction	27
2 La libéralisation et ses impacts sur les choix d'investissements	40
2.1 Les décisions d'investissements dans un environnement planifié	42
2.2 Le contexte de libéralisation et les investissements	43
2.3 Les limites de modèle du marché pour développer un mix technologique optimal.....	50
2.4 Les modifications institutionnelles pour assurer les investissements diversifiés	68
Conclusion du chapitre I.....	83
Chapitre II : Le SCEQE – nouvelle contrainte pour les investissements.....	87
1 L'introduction du SCEQE : les instruments du marché au service de la politique européenne du climat.....	88
1.1 L'approche néoclassique de la régulation environnementale	88
1.2 L'adoption du SCEQE	98
2 La phase d'essai du SCEQE-1 et ses effets sur les investissements du secteur électrique.....	100
2.1 La description du SCEQE.....	101
2.2 Les risques introduits par le prix du carbone.....	109
2.3 Les règles d'allocation et les distorsions des incitations	118
2.4 Les décisions d'investissements : ont-elles été affectées ?	124
3 Le rôle du marché international de carbone.....	129
3.1 Le couplage du SCEQE et les projets des mécanismes de Kyoto	131
3.2 Les allocations sectorielles en 2020.....	133
3.3 Les courbes de coût marginal de réduction	135
3.4 ASPEN : une analyse des marchés du carbone	139
3.5 Les résultats	140

4	Vers un SCEQE-3 propice aux investissements bas en carbone	147
4.1	La vente aux enchères et l'élimination des incitations perverses	148
4.2	Un prix du carbone plus stable	151
	Conclusion du chapitre II.....	161
	Chapitre III : Le SCEQE dans le Paquet Climat Energie et l'interaction avec les réglementations pour les renouvelables	165
1	Les objectifs et les instruments dans le paquet climat énergie et leurs interactions	166
1.1	Le paquet climat énergie	166
1.2	Les principaux instruments de la promotion de l'électricité d'origine renouvelable	170
1.3	L'évaluation des performances.....	182
1.4	Les interactions théoriques des politiques « coût-efficaces »	187
2	La simulation des interactions de la politique « coût-efficace » en 2020 .	197
2.1	Une méthodologie pratique pour la simulation des interactions des politiques	198
2.2	Les résultats	202
2.3	Les écarts potentiels par rapport à la politique « coût-efficace » en 2020	210
	Conclusion du chapitre III.....	217
	Chapitre IV : La contrainte carbone à long terme et les décisions d'investissements	221
1	La détermination de la tendance à long terme pour la valeur du carbone	222
1.1	L'analyse coût-avantage.....	223
1.2	L'analyse coût-efficacité	231
1.3	Le choix de l'approche coût-efficacité	242
1.4	L'analyse avec le modèle POLES	244
2	La quantification de l'impact de risque du prix du carbone avec le modèle POLES	253
2.1	Les modèles de prospective énergie-environnement-économie.....	254
2.2	Les enseignements de la théorie de l'investissement	256
2.3	L'analyse du risque carbone avec le modèle POLES	273
2.4	Les éléments pour une analyse Moyenne-Variance du portefeuille de production électrique avec le modèle POLES	287

Conclusion du chapitre IV	297
CONCLUSION GENERALE.....	301
BIBLIOGRAPHIE	307
Les annexes	331

GRAPHIQUES

Graphique 1 : La structure de la production d'électricité en % et les émissions CO ₂ du secteur électrique en tCO ₂ /habitant (2005)	25
Graphique 2 : La structure de la production et les émissions de CO ₂ dans le secteur électrique européen dans le scénario tendanciel.....	26
Graphique 3 : Les courbes des coûts marginaux de réduction pour l'Europe en 2020	27
Graphique 4 : Les capacités nettes des centrales thermiques dans l'UE25 en opération, en construction ou planifiées, distribuée par le fuel et l'âge en Mai, 2006.....	28
Graphique 5 : Les marges de réserve en Europe (pour la pointe d'hiver)	29
Graphique 6 : Les courbes de « screening »	46
Graphique 7 : La décision d'investissement sur un marché en concurrence.....	47
Graphique 8 : Les prix des énergies primaires	60
Graphique 9 : Les produits à terme échangés sur les bourses.....	66
Graphique 10 : La faisabilité des mécanismes de gouvernance dans les différentes conditions.....	69
Graphique 11 : La divergence entre l'équilibre de marché et l'optimum social.....	89
Graphique 12: Les effets du coût du CO ₂ sur l'ordre de mérite de la production (coût bas et élevé du CO ₂)	106
Graphique 13 : La comparaison de la compétitivité d'une TGCC et d'une centrale au charbon	108
Graphique 14 : L'évolution du prix du CO ₂ dans la période 2005-07 (en €/tCO ₂).....	110
Graphique 15 : L'incertitude liée à la régulation pour les compagnies (en gris : la certitude légale)..	113
Graphique 16 : Les prix de l'électricité et du CO ₂ entre Janvier 2004 et Juillet 2006	116
Graphique 17 : La corrélation entre les prix à terme de base et les prix du CO ₂ en Allemagne	117
Graphique 18 : Les systèmes individuels et couplés de <i>cap & trade</i>	132
Graphique 19 : Les courbes de CMR en 2020 dans les différents pays Européens	137
Graphique 20 : Les CMR pour les secteurs du SCEQE (<i>Energie et Industrie</i>) dans les différents pays/régions en 2020	138
Graphique 21 : Le prix du CO ₂ dans les quatre scénarios	141
Graphique 22 : Les contrats carbone	157
Graphique 23 : Les instruments de promotion de l'EOR dans les Etats membres.....	171
Graphique 24 : La réduction de la rente des producteurs avec l'adoption des tarifs flexibles.....	173
Graphique 25 : L'effet de l'offre accrue d'électricité d'éolien sur le prix du certificat vert avec le quota constant	178
Graphique 26 : L'indicateur d'efficacité pour l'électricité d'éolien terrestre sur la période de 1998-2005	185
Graphique 27 : L'efficacité de soutien pour l'éolien terrestre : l'indicateur d'efficacité par rapport aux profits espérés pour l'année 2004	186
Graphique 28 : La détermination du prix du certificat vert sur un marché électrique avec système de quotas d'électricité d'origine renouvelable	190
Graphique 29 : L'effet de l'EOR supplémentaire sur le prix d'électricité de gros.....	191
Graphique 30 : L'effet du système de quotas d'EOR sur le marché du SCEQE et sur le prix du permis de CO ₂	193

Graphique 31 : Les impacts du SCEQE sur le prix d'électricité de gros en présence du système de quotas d'EOR	194
Graphique 32 : L'effet du SCEQE sur le prix du certificat vert dans le système de quotas d'EOR	196
Graphique 33 : Les courbes de coûts marginaux de production de l'EOR en 2020 dans les pays européens.....	200
Graphique 34 : L'effet de la promotion simultanée par rapport à la promotion coût-efficace, compte tenu du déploiement total de l'électricité d'origine renouvelable.....	214
Graphique 35 : L'approche coût-avantage	224
Graphique 36 : La relation entre objectif de réduction et prix du carbone	234
Graphique 37 : La courbe de coût de réduction (mondiale) en 2030.....	237
Graphique 38 : Les profils d'émissions dans l'UE27 dans les scénarios de référence et politique, (Indicés sur 1990 et en MtCO ₂)	246
Graphique 39 : Le prix international du pétrole (€05/bl) et les prix européens du gaz et du charbon (€05/boe) (scénario référence et scénario de politique climatique sur la période 2010-2050) ...	247
Graphique 40 : Les trajectoires des valeurs du carbone selon deux régimes d'anticipation	251
Graphique 41 : Les coûts de production de l'électricité en fonction d'un CMPC de 5 % et 10 %.....	262
Graphique 42 : La comparaison des seuils d'investissements avec une politique mise en œuvre à cinq et dix ans	267
Graphique 43 : L'impact de l'incertitude du prix du CO ₂ – dix ans (à gauche) et cinq ans (à droite) avant le choc du prix.....	268
Graphique 44 : L'illustration de VaR et CVaR	271
Graphique 45 : Les paramètres de la distribution normale de variable aléatoire.....	274
Graphique 46 : L'illustration de la relation entre les primes de risque basées sur la VaR et les coûts fixes dans le modèle POLES.....	275
Graphique 47 : Le « coût-risque » pour un portefeuille de deux technologies illustratives.....	288
Graphique 48 : Les coûts et le risque de production des technologies et le mix de référence.....	293
Graphique 49 : La frontière d'efficacité et les mix améliorés	295

TABLEAUX

Tableau 1 : Les coûts de production des différentes perspectives technologiques dans les différentes périodes de temps	34
Tableau 2 : Les caractéristiques des coûts et des risques des différentes technologies	51
Tableau 3 : La volatilité du prix du marché.....	54
Tableau 4 : Les taux de <i>switching</i> depuis l'ouverture des marchés de détail.....	75
Tableau 5 : Les déterminants des incitations à l'innovation.....	97
Tableau 6 : La comparaison des taux de répercussion estimés en Allemagne et aux Pays Bas durant la période Janvier-Juillet 2005.....	117
Tableau 7 : L'allocation basée sur la production avec la mise à jour de référence	121
Tableau 8 : Les allocations des permis d'émissions de CO ₂ dans l'UE25.....	134
Tableau 9 : Les allocations des permis d'émissions de CO ₂ dans les différentes régions du monde	135
Tableau 10 : Les scénarios	140
Tableau 11 : L'échange des permis et les coûts de réduction dans le scénario 2 (les valeurs négatives : la vente des permis).....	143
Tableau 12 : L'échange des permis et les coûts de réduction dans le scénario 3 (les valeurs négatives : la vente des permis).....	144
Tableau 13 : Les coûts de mise en conformité pour le SCEQE européen dans les quatre scénarios en 2020, M€.....	145
Tableau 14 : La présentation générale des systèmes de promotion de l'électricité d'origine renouvelable	170
Tableau 15 : Les tarifs d'achat dans certains pays européens comparés au coût total de production, ct€/kWh.....	172
Tableau 16 : Les caractéristiques principales des systèmes de quotas d'EOR en Europe.....	176
Tableau 17 : Les coûts totaux de l'intermittence dans le système électrique britannique avec 20 % de production intermittente	181
Tableau 18 : Le scénario de référence : les prévisions de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) et des émissions dans le SCEQE.....	198
Tableau 19 : Les prix, la distribution coût-efficace des efforts	204
Tableau 20 : Les coûts de mise en conformité, M€	206
Tableau 21 : Les impacts sur le mixe technologique européen de production d'électricité.....	207
Tableau 22 : Les économies d'énergie dans la consommation finale en % par rapport au scénario de Référence de 2020	208
Tableau 23 : La table de correspondance entre émissions, concentration et augmentation des températures.....	233
Tableau 24 : Les valeurs carbone des différents modèles.....	236
Tableau 25 : Les hypothèses démographiques et macro-économiques exogènes.....	245
Tableau 26 : La structure de la capacité de production d'électricité dans le scénario de politique climatique et de référence en UE27 (en pourcentage de la capacité de production)	249
Tableau 27 : Le coût total d'investissement et la prime de risque	279
Tableau 28 : Les résultats statistiques sur les distributions des VANs des différentes technologies dans le cas de la France (M€)	280

Tableau 29 : L'impact des primes de risque sur les capacités de production et la production d'électricité dans l'UE27	282
Tableau 30 : L'impact des primes de risque sur les capacités de production et la production d'électricité en France	283
Tableau 31 : L'impact des primes de risques sur les capacités de production et la production d'électricité au Royaume-Uni.....	284
Tableau 32 : Les acronymes utilisés pour les technologies.....	294
Tableau 33 : Les différents portefeuilles	296
Tableau 34 : Les scénarios contrastés pour le prix du carbone dans le SCEQE (€05/tCO ₂)	304

ENCADRES

Encadré 1 : Les rendements croissants d'adoption	38
Encadré 2 : Les produits de la gestion du risque	64
Encadré 3 : « Coût-efficacité » et système de permis d'émission échangeables	92
Encadré 4 : L'incitation à l'adoption d'une firme avec les taxes et le système de permis échangeables	95
Encadré 5 : Le coût d'opportunité	105
Encadré 6 : Les facteurs influençant la répercussion du prix carbone sur l'électricité)	107
Encadré 7 : La rente différentielle	108
Encadré 8 : L'impact de la mise à jour de la référence sur la courbe de coût marginal de réduction (CCMR).....	119
Encadré 9 : Le revenu acquis par la vente de 1 tCO ₂ avec et sans option.....	159
Encadré 10 : La règle de <i>Ramsey</i>	226
Encadré 11 : La pondération d'équité	227
Encadré 12 : Les paramètres principaux expliquant la variance des estimations des valeurs du coût social du carbone	228
Encadré 13 : La prise en compte du risque dans les <i>cash-flows</i>	258
Encadré 14 : Le cadre conceptuel pour analyser l'incertitude	265
Encadré 15 : Les coûts, les risques, les corrélations de production d'électricité (basé sur Bazilian et Roques, 2008, Awerbuch, 2006)	289

INTRODUCTION GENERALE

La lutte contre le changement climatique est l'un des enjeux majeurs du siècle : elle doit combiner la réduction massive des émissions de gaz à effet de serre (GES)¹ et les dispositions d'adaptation et de protection appropriées. Dans les vingt dernières années, les politiques ont déjà pris la mesure du défi : des accords internationaux ont été conclus, avec la Convention Cadre des Nations-Unies sur le Changement Climatique (CCNUCC) à Rio en 1992, puis avec le Protocole de Kyoto signé en 1997 et entré en vigueur en 2005 (Criqui, 2008). Selon les experts, les émissions de GES au niveau mondial devront d'ici 2050 enregistrer une baisse allant au moins jusqu'à 50 % de leurs niveaux de 1990 afin que la température globale moyenne à long terme n'augmente que dans une limite de 2 à 2,4°C, considérée comme le *niveau nécessaire pour empêcher les risques de perturbation anthropique dangereuse* du climat. Dans la plupart des scénarios, cette baisse des émissions se décline en une réduction de 60 à 80 % pour les pays industrialisés (International Energy Agency, 2009).

Le paquet énergie climat européen élaboré en Janvier 2008 et votée par le parlement européen à la fin de la même année offre de fait l'opportunité de diriger l'économie européenne vers une trajectoire de réduction des émissions de 60-80 % en 2050 (Commission Européenne, 2007 ; 2008). Ce paquet définit la trajectoire d'émission de GES pour la grande industrie et le secteur électrique dans le système communautaire d'échange de quotas d'émission (appelé SCEQE dans la suite de ce travail) et les autres secteurs, soit un total de 20 % de réduction en 2020 par rapport au niveau des émissions en 1990. Cet engagement est unilatéral : il doit être atteint, même si les autres pays du monde ne prennent pas d'engagement de réduction de leurs émissions à la conférence sur le climat de Copenhague en Décembre 2009. Selon la Commission, l'objectif peut être porté à 30 % en cas d'accord international satisfaisant. Cet engagement constitue donc également une base de négociation pour le reste du monde (De Perthuis, 2009). Par ailleurs, le paquet énergie climat spécifie une part de 20 % des énergies renouvelables dans la consommation énergétique de l'UE en 2020 et accorde la priorité à l'efficacité énergétique dans tous les domaines. Ces engagements peuvent être considérés comme la « contrainte carbone » à moyen terme, à laquelle sont soumis les pays européens.

Le secteur électrique – un secteur clé pour la réduction des émissions

La contrainte carbone est centrale pour le développement du secteur électrique européen pour au moins deux raisons : (i) son rôle dans les émissions de carbone qui représentent environ un tiers des émissions du secteur énergétique européen (et plus de 60 % du SCEQE) et (ii) son potentiel important de réduction des émissions. Fondamentalement, il existe trois chemins pour réduire de façon significative les émissions de GES liées avec la production et l'utilisation de l'électricité (Sioshansi, 2009) : (i) le changement vers les combustibles bas ou zéro carbone, y compris le

¹ Le gaz carbonique (CO₂) et le contributeur principal au réchauffement climatique. Les autres cinq gaz qui y contribuent et sont visés dans le Protocole de Kyoto comportent : le méthane (CH₄), le protoxyde d'azote (N₂O), les hydrocarbures partiellement fluorés (HFC) et totalement fluorés (PFC) ainsi que l'hexafluorure de soufre (SF₆).

nucléaire ou les énergies renouvelables, (ii) la capture et le stockage de CO₂ dans la combustion des combustibles fossiles, et (iii) la réduction de la production et de la consommation d'énergie au travers des améliorations dans l'efficacité et la sobriété énergétique. Du côté de la production, les fenêtres d'opportunité pour intégrer les considérations climatiques dans les décisions d'investissements s'avèrent importantes puisque des nouvelles capacités massives seront nécessaires au cours des prochaines décennies. La situation en Europe n'est plus caractérisée par la surcapacité comme dans les années 90 et le début des années 2000 (Helm, 2005). Malgré la croissance ralentie de la demande, la plupart des centrales existantes en Europe (plus d'un tiers des centrales thermiques) devront être remplacées d'ici 2030 : des capacités à installer de 650 GW correspondront aussi au remplacement de 330 GW dans les capacités existantes dans l'UE15 (International Energy Agency, 2003). Comme tenu des spécificités des équipements de production électriques, comme l'intensité capitalistique et les longues durées de vie technique, les prochaines décisions d'investissement et les émissions de GES associées auront des implications durables à long terme (Shalizi et Lecocq, 2009). **La capacité de l'Europe à mettre en œuvre des programmes ambitieux de réduction des émissions dépendra donc en grande partie des programmes d'investissement à préparer dans les toutes prochaines années.**

Les investissements électriques dans un nouveau contexte institutionnel

Les scénarios potentiels de *décarbonisation* du mix technologique de production seront cependant largement influencés par trois nouvelles contraintes organisationnelles principales jusqu'alors absentes :

(1) L'organisation et la réglementation du secteur électrique au plan institutionnel conditionnent de manière significative les comportements d'investissement et les choix technologiques (Lucas, 1985 ; Soderholm, 1998 ; Chao et al., 2005). Le secteur électrique était une industrie très régulée lorsqu'elle était organisée en monopole réglementé. Depuis les années quatre-vingt-dix, il a connu des bouleversements notables avec **les réformes de libéralisation** accompagnées souvent de privatisations ou d'ouvertures du capital (Bouttes et Trochet, 2004). La politique de programmation visant à satisfaire la demande au moindre coût s'est transformée en une politique de maximisation des profits pour les acteurs décentralisés qui doivent maintenant effectuer une analyse précise des nouveaux risques (e.g. les coûts du capital, de transaction, des combustibles) pour apprécier l'espérance de rentabilité de leurs projets. Cela conduit à une orientation différente des comportements d'investissement vers des technologies moins intensives en capital, à temps de réalisation court et de taille plus petite, en raison des difficultés de la maîtrise du risque sur des marchés dont la volatilité est exceptionnelle par rapport aux autres industries de commodités (Finon, 2008). Ceci est important dans la mesure où les techniques non carbonées (nucléaire, hydraulique, renouvelables, capture et séquestration) sont aussi a priori plus intensives en capital que celles fondées sur les combustibles fossiles. Dans la perspective de la nouvelle vague d'investissements, on peut donc s'interroger sur les modalités de la gestion du risque dans le nouveau contexte concurrentiel, alors même qu'il convient de promouvoir des investissements plus propres.

(2) Des questions se posent également quant à l'architecture du **système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE)** et aux méthodes de réduction de l'incertitude sur le prix futur du carbone, cela afin d'améliorer les anticipations des investisseurs. En effet, l'Europe a été la première région à porter un coup d'arrêt à la gratuité de l'usage de l'atmosphère en introduisant en 2005 la contrainte carbone dans les secteurs couverts par le SCEQE (De Perthuis, 2009). Depuis, le système et son prix du carbone¹ servent de référence pour les autres systèmes *cap and trade*² dans le monde et peuvent devenir un socle pour un futur marché international du carbone. Ainsi, la politique de prix du CO₂ est généralement considérée comme un facteur fondamental pour la stimulation du développement des technologies plus propres, particulièrement quand l'incertitude liée au prix du carbone peut être réduite (International Energy Agency, 2009). Certaines technologies verront leur diffusion simplement s'accélérer avec ce prix, alors que d'autres, comme la capture et le stockage du CO₂, n'atteindront jamais le stade commercial sans ce prix et un soutien public massif. Néanmoins, le SCEQE dans sa forme actuelle introduit sur le court terme un nouveau risque sur les investissements en raison des fluctuations à attendre du prix du carbone constatées durant les premières années de son fonctionnement (2005-2007) et des incertitudes sur l'évolution de la contrainte carbone durant le temps de vie des capacités de production. L'élargissement du SCEQE au niveau international est appuyé par la Commission pour plusieurs raisons : en améliorer l'efficacité sur le plan environnemental et y introduire de nouvelles possibilités de réduction pour des coûts potentiellement plus bas. Cela complique davantage encore l'analyse fondamentale des prix du carbone. Or, les acteurs économiques ne choisiront des équipements non-émetteurs de GES que s'ils anticipent un prix du carbone suffisamment élevé à l'avenir (Tirole, 2009).

(3) L'incertitude sur le prix du carbone pour les investisseurs est encore démultipliée par les interactions des différents objectifs, notamment ceux des réductions des émissions avec **l'augmentation des énergies renouvelables**, qui auront une forte incidence sur la structure du parc de production d'électricité et, donc, sur les émissions de carbone à l'horizon 2020 (Bohringen et Rosendahl, 2009). Les analyses fondamentales de ces interactions indiquent une décroissance importante des coûts de mise en conformité du SCEQE et du prix du carbone en raison de la quantité croissante de l'électricité verte dans le mix technologique (Stankeviciute et Criqui, 2008 ; Hohne et al., 2008). Néanmoins, l'augmentation et le choix des énergies renouvelables à moyen terme restent fortement influencés par la structure du marché, ainsi que par les instruments de promotion (e.g. les systèmes de quota ou les tarifs d'achat) utilisés actuellement par les Etats membres et qui conditionnent différemment la rentabilité des nouveaux projets³ (OPTRES, 2007). Par exemple, le système des tarifs d'achat, selon lequel une rémunération est payée pour chaque kWh transmis au

¹ Les termes de « CO₂ » et de « Carbone » sont utilisés indifféremment dans la thèse.

² Mot à mot : « plafonner et échanger ». Dans un système *cap and trade* (e.g. SCEQE) les installations reçoivent une quantité de permis d'émissions et doivent remettre autant de quotas que de tonnes d'émissions émises. Les installations qui émettent plus de tonnes qu'elles n'en ont reçu de quotas doivent acheter le complément sur le marché, celles qui émettent moins peuvent vendre ces quotas.

³ Bien que théoriquement, les instruments du marché par les quotas et par les prix doivent conduire aux mêmes résultats, l'application de ces instruments pour stimuler l'utilisation des énergies renouvelables peut, en pratique, influencer différemment les décisions d'investissement (Finon, 2004).

réseau, fournit de généreuses subventions aux producteurs de l'électricité verte, ce qui augmente de manière importante la capacité installée : en Espagne les capacités des énergies renouvelables sont passées de 6,6 à 21,9 GW entre la fin de 2002 et la fin de 2008 (24 % de la capacité totale), soit une augmentation de 22 %/an (Maliniak, 2009). De tels taux d'augmentation soutenus peuvent, d'une part, fortement influencer la structure de la production d'électricité, d'autre part, soulever les inquiétudes des gouvernements par rapport au coût croissant des subventions. Il s'agit donc de revenir sur l'efficacité et l'efficience des différents instruments de promotion pour stimuler les capacités des énergies renouvelables, afin d'évaluer leurs impacts sur le mix technologique, les tendances d'émissions et par conséquent sur le prix du carbone.

Au-delà de ces trois nouvelles contraintes organisationnelles, se pose la question de la prise en compte du risque que crée un prix du carbone incertain dans les décisions d'investissements et son incorporation dans les modèles de prospective afin d'analyser ses impacts sur la structure des technologies de production à long terme. A long terme (2050), le prix du carbone est largement dépendant des politiques et donc assujéti à l'incertitude réglementaire. L'objectif indicatif quantitatif de réduction des émissions de 60 à 80 % à l'horizon de 2050, suggéré par les autorités Européennes pose des questions sur la crédibilité de tels engagements. Cela dans la mesure où il n'existe pas dans un système démocratique des garanties pour que ces objectifs ne soient pas révisés *ex post* (Helm, 2005). Ainsi, les nouvelles formulations de la prise de décision des investissements se sont développées pour prendre en compte un environnement plus incertain. En effet, l'interaction des irréversibilités présentes dans les investissements en capacités de production et des incertitudes fait que les acteurs définissent leurs choix dans une optique de gestion des risques d'un portefeuille d'actifs et d'options qui s'éloigne des simples comparaisons de coût global actualisé en avenir certain. Les applications de différentes méthodologies (e.g. la prime de risque, les options réelles) pour évaluer l'intérêt des nouveaux investissements affectent différemment le choix et le *timing* des projets (cf. Neuhoff, 2007). Par exemple, l'utilisation de l'approche des options réelles, élaborée par Dixit et Pindyck (1994), a tendance à retarder les investissements et à privilégier les options plus flexibles (Blyth et Yang, 2006). L'incorporation de ces méthodologies dans les modèles de prospective capables de fournir une image cohérent du secteur électrique européen à long terme et non pas de plusieurs technologies hypothétiques reste cependant délicate¹. Leur taille et leur complexité s'avèrent souvent prohibitives pour de telles adaptations et font qu'ils sont mieux adaptés aux analyses de scénarios contrastés.

¹ Il faut également remarquer que les études employant par exemple l'approche des options réelles concernent un nombre limité de technologies hypothétiques (2 ou 3) et ne prennent pas en compte le portefeuille existant et futur du mix des technologies d'un pays ou d'une région (Blyth et Yang, 2006 ; Laurikka et Koljonen, 2006). Or, les décisions d'investissements dans les technologies diverses sont liées en ce sens que l'investissement dans une technologie dépend des capacités existantes et de l'accroissement des capacités dans les autres technologies prises en compte dans les modèles couvrant l'ensemble des marchés électriques.

La contrainte carbone et son impact sur le mix de production du secteur électrique

L'objectif de cette thèse est d'examiner les scénarios potentiels d'évolution de la structure de production du secteur électrique européen à moyen et long terme sous la contrainte carbone. Pour cela, nous nous intéressons aux facteurs-clés qui influencent les choix d'investissement dans des technologies de production d'électricité plus ou moins intensives en carbone :

1. Comment le processus de libéralisation conditionne-t-il les investissements et les trajectoires d'émissions et quels outils de gestion du risque peuvent contribuer au développement d'un mix technologique européen plus propre, dans le contexte de la vague d'investissements massifs nécessaires prochainement ?
2. Quels sont les scénarios potentiels pour le prix du carbone et les méthodes pour diminuer son incertitude ?
3. Comment le SCEQE et l'interaction du SCEQE avec l'augmentation de la part de l'électricité d'origine renouvelable influencent-ils le mix technologique de production à moyen terme ?
4. Comment le risque d'investissement que crée l'incertitude de la politique climatique affecte-t-il les décisions d'investissement et le mix technologique européen de production à long terme ?

Comme le laissent entendre les trois dernières questions, cette thèse s'intéresse à la quantification des impacts d'une contrainte carbone sur le secteur électrique européen. En accord avec les Directives européennes nous supposons le système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE) comme constituant l'instrument économique utilisé pour la réduction des émissions dans le secteur électrique. Son cadre de fonctionnement est supposé efficient, et le prix du permis déterminé par le processus concurrentiel. Ceci nous conduit à ne pas considérer la question de l'introduction d'autres instruments comme la taxe¹. De même, du fait de caractère complexe des investissements dans l'efficacité énergétique, nous ne prenons pas en compte ces investissements et les économies d'énergie qu'ils peuvent induire, et par conséquent nous n'étudierons pas explicitement les impacts sur la production d'électricité, bien que ceux-ci soient pris en compte dans les exercices modélisés². On centrera donc l'analyse sur les investissements dans la production d'électricité.

La thèse est organisée en quatre chapitres. Les trois premiers sont destinés à identifier les risques liés au nouveau contexte institutionnel et leurs impacts en termes de réponses à court et moyen terme. Le dernier chapitre est consacré à la prise en compte de l'incertitude sur les politiques climatiques dans les décisions d'investissement à long terme. Par ailleurs chacun des trois derniers chapitres comportent également des exercices de modélisation basés sur le modèle de prospective énergétique POLES, qui permet une analyse de la structure électrique européenne et des fondamentaux structurant le marché et le prix du carbone.

¹ Cf. Criqui (2009) pour une analyse des instruments : taxe ou quota dans un régime climatique international.

² Cf. Stankeviciute et Criqui (2008) et Hohne et al., (2008) pour les interactions de ce type.

Le **chapitre I** analyse la manière dont le processus de libéralisation influence le choix des investissements et contribue donc à l'encadrement des trajectoires des émissions. Nous commençons par exposer la nécessité croissante de nouveaux investissements électriques dans l'UE et la vue d'ensemble des perspectives technologiques. En ayant un regard historique sur les investissements et en employant les apports de la théorie évolutionniste, nous rappelons que les « fenêtres d'opportunité » pour incorporer les considérations climatiques dans les prochaines décisions d'investissements peuvent être structurées non seulement par les facteurs technico-économiques, mais également par les facteurs institutionnels et politiques (Dosi, 1982 ; North, 1990). Ensuite, le changement des conditions d'investissement consécutif à l'introduction de la concurrence est abordé. L'analyse permet de démontrer l'inadéquation organisationnelle des marchés dé-intégrés pour s'adapter aux problèmes de long terme de l'investissement, ce qui peut résulter en un développement des capacités inopportun et une orientation du mix technologique d'ensemble inadaptée, particulièrement au plan des politiques climatiques. L'emploi de la théorie des coûts de transaction (Williamson, 1985) permet par la suite d'examiner les combinaisons des arrangements verticaux (e.g. intégration verticale, contrats à long terme) afin de proposer la meilleure gestion du risque et de faciliter les décisions d'investissement dans les environnements concurrentiels. Dans le contexte d'une nouvelle vague d'investissements, l'absence d'outils de gestion du risque pour sécuriser les investissements pourrait produire vraisemblablement un biais d'investissement vers des technologies moins intensives en capital et à temps court de réalisation (comme les centrales à gaz), ce qui pourrait avoir un impact fort en termes de hausse des émissions à moyen et long terme.

Après cet examen des impacts d'un nouvel environnement pour les investissements dans l'industrie électrique libéralisée, le **chapitre II** a pour objectif d'analyser plus particulièrement le risque du prix du carbone et la manière dont le SCEQE affecte les investissements dans la production d'électricité. Nous montrons que le SCEQE, bien qu'étant un premier pas très utile, fut au départ entaché de graves défauts dont certains peuvent être éliminés et d'autres corrigés afin d'inciter les acteurs à faire des choix d'investissements plus appropriés. Nous commençons avec l'examen des avantages théoriques d'un système de quota qui, en raison de ses aspects favorables au plan institutionnel et de son acceptabilité pour les industriels, continuent à faire du SCEQE une politique européenne clé pour le climat. Il s'agit ensuite d'analyser les premières années de son fonctionnement du point de vue des nouveaux risques, des opportunités qu'il introduit pour les investisseurs et des impacts qu'il a eu sur le choix des investissements, à court et à moyen terme (Ellerman et Buschner, 2006). Nous rappelons également que le choix technologique est sensible au prix du carbone qui découlera de la configuration du futur marché international du carbone, dont l'existence dépendra des accords internationaux à la suite de Copenhague. Par conséquent et afin de proposer une lisibilité du prix du carbone, nous analysons les scénarios potentiels de ce prix à l'horizon 2020, en fonction de différentes configurations possibles du marché carbone, en particulier du fait des modalités d'inclusion des pays hors-UE et l'impact des mécanismes de projets de Kyoto (Stankeviciute et al., 2008). Finalement seront discutés, les mécanismes qui pourraient améliorer à l'avenir le SCEQE, afin d'éliminer ses défauts, de réduire la volatilité et l'incertitude de prix du carbone et ainsi faciliter la convergence des anticipations des investisseurs à plus long terme.

La difficulté de l'analyse entourant les fondamentaux du prix du carbone révélé dans le **chapitre II** fonde les développements du **chapitre III**, son objectif est d'examiner une nouvelle dimension de l'incertitude de ce prix qui provient des interactions des différents objectifs, notamment ceux liés à l'augmentation de la part des énergies renouvelables (Stankeviciute et Criqui, 2008). Nous montrons que le changement du prix du carbone induit par l'augmentation des renouvelables, bien qu'il faille très probablement s'attendre à une baisse, est toutefois très sensible au dispositif de promotion, aux interconnexions et aux caractéristiques des centrales thermiques opérant sur chaque marché électrique. Pour cela, les principaux instruments de soutien existants dans ce domaine sont examinés en premier lieu, du point de vue de l'incitation à l'investissement qu'ils fournissent et comme de leurs performances en termes de l'efficacité et de l'efficience. Deuxièmement, les interactions qui peuvent se produire entre les instruments permettant d'atteindre les objectifs de réduction des émissions et ceux visant à l'augmentation des énergies renouvelables sont illustrées. Ces deux étapes nous permettent ensuite : d'une part, de quantifier pour l'horizon 2020 ces interactions « incitations aux réductions d'émissions et incitations aux renouvelables » à l'échelle européenne à l'aide du modèle énergétique POLES ; et d'autre part de discuter des écarts potentiels entre les résultats, établis en termes du mix technologique et le prix du carbone, pour une politique européenne optimale et pour la politique actuelle combinant les instruments carbone et énergies renouvelables.

Le champ d'analyse est porté du moyen terme vers le plus long terme dans le **chapitre IV**, dont l'objectif est d'analyser l'incertitude sur le prix du carbone et ses effets sur le mix technologique européen de production à long terme. Il est montré dans ce chapitre qu'un référentiel du prix du carbone à long terme s'inscrit dans une fourchette très large à cause de la multiplicité des sources d'incertitude qui l'affecte. Cependant, dans l'hypothèse d'un exercice de modélisation où la politique climatique ne cesserait de s'intensifier, les incertitudes sur le prix du carbone devraient engendrer un mix technologique de production moins polluant que celui engendré par la prise en compte des valeurs déterministes de la tendance du prix du carbone. En effet, les politiques climatiques sont caractérisées en termes de prix effectif du carbone et l'incertitude politique est donc traduite en une incertitude sur ce prix (Blyth et al., 2007). Dans ce contexte, nous discutons premièrement du référentiel du prix du carbone en se référant aux différentes approches théoriques, notamment les analyses coût-avantage et coût-efficacité, et aux principales études associées (Quinet, 2008). A l'issue de cette discussion, nous construisons une tendance du prix du carbone à l'aide de modèle POLES en nous appuyant sur la méthode de coût-efficacité, en raison en particulier des difficultés rencontrées dans le calcul du dommage marginal pour les analyses de coût-avantage (Gollier, 2009). Deuxièmement, les mécanismes de la théorie des décisions d'investissement sous incertitude sont évalués et leur applicabilité dans le modèle de prospective énergétique POLES est discutée dans le but d'ajuster le risque que représente la variabilité du référentiel du prix du carbone établie auparavant dans les comportements des investisseurs. En conséquence, la méthode financière de la Valeur à Risque¹ est employée avec le modèle POLES, comme une mesure du risque pour l'analyse de

¹ Elle correspond au montant de pertes qui ne devrait être dépassé qu'avec une probabilité donnée sur un horizon temporel donné.

l'évolution du mix technologique dans le secteur électrique européen. La dernière sous-partie de la thèse porte sur un certain nombre d'éléments permettant d'aborder la question de l'optimisation du portefeuille de technologies dans une perspective plus systémique.

Les difficultés rencontrées

La réalisation de cette thèse a été confrontée à plusieurs difficultés. Durant les trois dernières années les indications pour les politiques climatiques européennes à moyen terme se précisaient progressivement, notamment pour ce qui concernait la limite d'utilisation des crédits provenant de « mécanismes de projets » de Kyoto dans le SCEQE. Par conséquent, les exercices de modélisation tiennent compte de la limite indiquée avant 2008 (chapitre II – pas plus d'un tiers des efforts de réduction d'émissions européens) et de la limite décidée après 2008 (chapitre III – pas plus de 6,5 % des émissions du SCEQE en 2005). Comme les indications antérieures donnaient une limite légèrement supérieure aux indications ultérieures, le prix du carbone établi dans l'exercice du chapitre II pourrait s'avérer légèrement moins élevé dans la réalité.

Par ailleurs, des incertitudes fortes demeurent également quant à l'utilisation de l'approche financière de la Valeur à Risque pour évaluer les investissements dans les capacités de production d'électricité. En effet, la Valeur à Risque est un outil essentiel pour quantifier le risque du marché, mais il est utilisé le plus souvent par les banques et les institutions financières et pour des horizons temporels très courts. Cette approche constitue cependant une première étape dans la quantification du risque dans le modèle POLES, dont les éléments pourraient sans doute être améliorés dans des travaux futurs.

Finalement, les conditions d'une contribution significative au bilan énergétique des énergies renouvelables, intermittentes et aléatoires, résident sans doute pour une part dans le développement du stockage de l'électricité, de l'interconnexion des réseaux et des réseaux intelligents. Cependant et compte tenu de la nouveauté, de la complexité et de l'incertitude concernant ces sujets, l'analyse de cette dimension du problème ne sera pas menée dans la thèse. Elle pourrait également constituer un axe de recherche extrêmement riche dans le prolongement de nos travaux.

Chapitre I : LES INVESTISSEMENTS DANS LE SECTEUR ELECTRIQUE ET LEURS IMPACTS SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

Au début du XXIème siècle, un nouveau cycle d'investissement commence dans la majorité des industries électriques européennes. A cause du besoin de combler l'écart attendu dans les capacités, il existe une fenêtre d'opportunité pour intégrer les considérations climatiques dans les décisions d'investissements actuelles qui auront un impact sur les trajectoires d'émissions à long terme. En raison des aspects technologiques et économiques, notamment le grand potentiel pour la réduction et le manque d'exposition à la concurrence hors UE, le secteur électrique européen est supposé pouvoir porter une contribution importante afin de réaliser les objectifs de réduction d'émissions de moyen terme (20 – 30 % en 2020) et de long terme (60 – 80 % en 2050). Cependant, au-delà de l'influence relativement distincte des facteurs nationaux socio-politiques et économiques sur l'évolution de choix technologique dans les pays européens, les décisions d'investissement dans les prochaines années seront particulièrement touchées par l'objectif politique européen visant l'introduction de la concurrence dans les marchés électriques.

Avant de discuter les divers instruments qui pourraient contribuer à la décarbonisation de l'industrie électrique (Chapitre II et Chapitre III), il est donc important de comprendre l'influence exercée par la vague récente de libéralisation sur les conditions d'investissement, ainsi que ses implications potentielles sur les émissions. En 1996, l'établissement d'un marché interne électrique par la Directive 96/92/EC a visé la libéralisation maximale des monopoles ou oligopoles alors les plus régulés et souvent détenus par l'Etat. Son impact sur les émissions de CO₂ varie d'un pays à l'autre et dépend de nombreuses variables telles que la façon de mettre en œuvre la Directive de la libéralisation, le mix énergétique prédominant et le progrès technique, le cadre national de régulation et le degré de concurrence.

Malgré ces différences, la libéralisation impose certaines évolutions similaires dans tous les pays membres, notamment en ce qui concerne les conditions d'investissement. En particulier, la libéralisation génère une transition dans l'évaluation des projets d'investissements : d'une évaluation sans risque régulée par les tarifs à une évaluation risquée et dépendante des rendements des investissements contrôlés par le marché. Par conséquent, la construction des nouvelles centrales passent actuellement par une gestion approfondie des risques. Cela peut conduire à des décisions plus hésitantes et, donc, à un sous-investissement dans les nouvelles capacités, ce qui s'oppose à la sécurité d'approvisionnement. De plus, le choix technologique pour les nouveaux projets dépend dans une grande mesure des scénarios économiques et des évaluations faites par les investisseurs et il n'est plus directement influencé par les considérations politiques.

En mettant l'accent sur l'analyse des conditions d'investissement dans un environnement concurrentiel, ce chapitre a pour objectif d'illustrer comment le processus de libéralisation contribue aux choix technologiques et, donc, aux trajectoires des émissions futures. Deux sections sont

développées. Dans la première section, nous examinons les défis auxquels est confronté le secteur électrique européen : la nécessité d'une nouvelle vague d'investissements, la disponibilité des options technologiques et les facteurs qui peuvent influencer le choix technologique dans les marchés électriques au-delà de l'influence exercée par la libéralisation. Dans la deuxième section, nous rappelons les déterminants de l'investissement dans le contexte anciennement dominant dans les marchés régulés. Ensuite, cette même section analyse le changement de ce contexte avec l'introduction de marchés concurrentiels, son impact sur le choix technologique et sur les émissions, ainsi que les adaptations organisationnelles et institutionnelles qui demeurent nécessaire pour stimuler et diversifier les investissements.

1 Le secteur électrique européen : les défis

Le stock de capital fixe à longue durée de vie présente des caractéristiques spécifiques qui le différencient des autres types d'investissements. Les décisions des agents rationnels (basées sur les options locales technologiques et les contraintes de budget) peuvent engendrer un *lock-in* des sentiers d'émissions pour de longues périodes. En effet, les centrales électriques sont caractérisées par des investissements significatifs étalés dans le temps (de vingt à soixante ans). Ces investissements sont installés dans une période relativement courte, alors que les émissions associées et les coûts de réduction ont des implications durables. Cela souligne l'importance des fenêtres d'opportunité limitées pour changer le stock de capital fixe de longue durée et intensif en carbone en un stock moins intensif en carbone là où les alternatives appropriées sont ou peuvent être disponibles. Cette première section porte sur la contribution potentielle du secteur électrique européen à la réduction des émissions de gaz à effets de serre (GES) dans le contexte de la nouvelle vague d'investissements dans les prochaines décennies. Nous présenterons tout d'abord le poids actuel des émissions de CO₂ et la structure de la production électrique en Europe, avant d'examiner la nécessité de nouveaux investissements et les options technologiques de réduction à court moyen terme. En choisissant les technologies pour les nouvelles centrales de production et, surtout, en opérant des substitutions lors du renouvellement des parcs, il est envisageable de viser une électricité « moins carbonée » dans un futur proche. Ce scénario exige cependant un cadre politique intégré qui bénéficierait d'un caractère auto-renforçant et cumulatif du changement technologique.

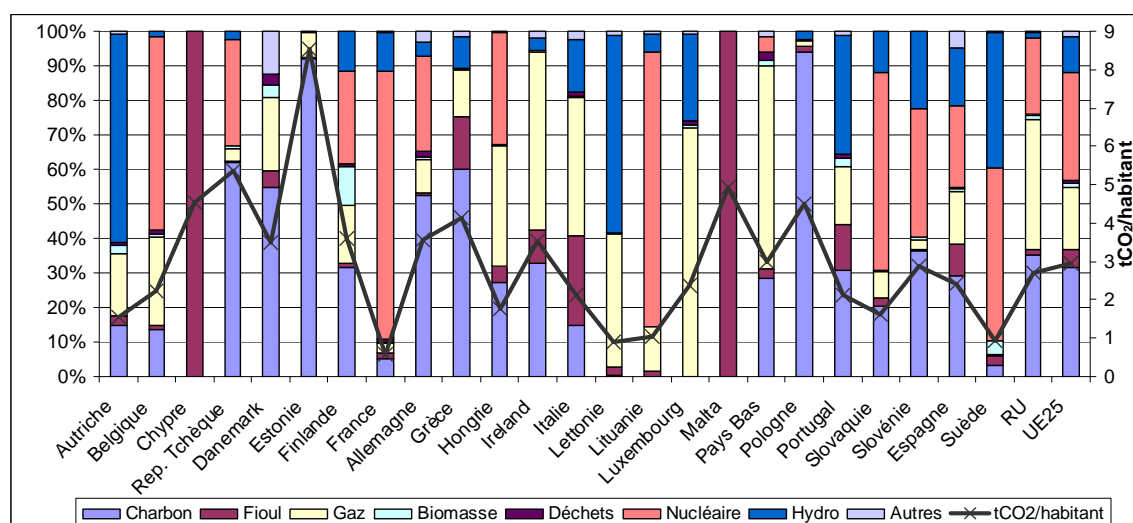
1.1 Le secteur électrique : un contributeur majeur aux émissions de gaz à effet de serre

Le secteur électrique a été responsable en 2005 de plus d'un tiers des émissions de CO₂ européennes. Selon les pays, cependant, les contributions sont très différenciées (cf. Graphique 1). Dans les pays Nordiques, la Suède utilise peu de charbon, alors que la Finlande et le Danemark recourent dans d'importantes proportions à cette source d'énergie. En Europe de l'Est, la Pologne et l'Estonie dépendent presque totalement du charbon, alors que les autres pays de la région l'utilisent

beaucoup moins : la Slovaquie et la Slovénie sont des producteurs importants d'électricité nucléaire et la Hongrie est fortement dépendante au gaz naturel. Le recours à l'énergie nucléaire varie selon les pays de l'UE : par exemple, près de 80 % de la production d'électricité est d'origine nucléaire en France et en Lituanie, alors que douze pays ne disposent pas de cette énergie. Les pays les plus petits, Malte et Chypre, dépendent totalement du fioul pour la production de leur électricité. En Autriche et en Lettonie, l'électricité est fournie essentiellement par les centrales hydrauliques.

Les quantités de CO₂ émises par les parcs de production électrique nationaux varient donc considérablement selon leur composition. Par exemple, en Suède et en France où l'on utilise de façon substantielle les technologies hydraulique et nucléaire, les émissions du secteur électrique s'élevaient à 0,9 et 0,6 tCO₂/hab en 2005 respectivement. Ce chiffre était de 8,5 en Estonie, de 5,3 en République Tchèque, de 4,2 en Grèce et en Pologne, et de 3,6 en Allemagne, tous pays où au moins 50 % de l'électricité provient de centrales à charbon. Ces différences s'expliquent parce que les technologies électriques sont très inégalement émettrices de CO₂ : 800 grammes par kilowattheure en moyenne pour le charbon, 400 pour le gaz, 0 pour l'électricité produite à partir d'énergies renouvelables ou d'origine nucléaire¹ (Leban, 2006).

Graphique 1 : La structure de la production d'électricité en % et les émissions CO₂ du secteur électrique en tCO₂/habitant (2005)



Source : adapté à partir d'International Energy Agency, 2006b

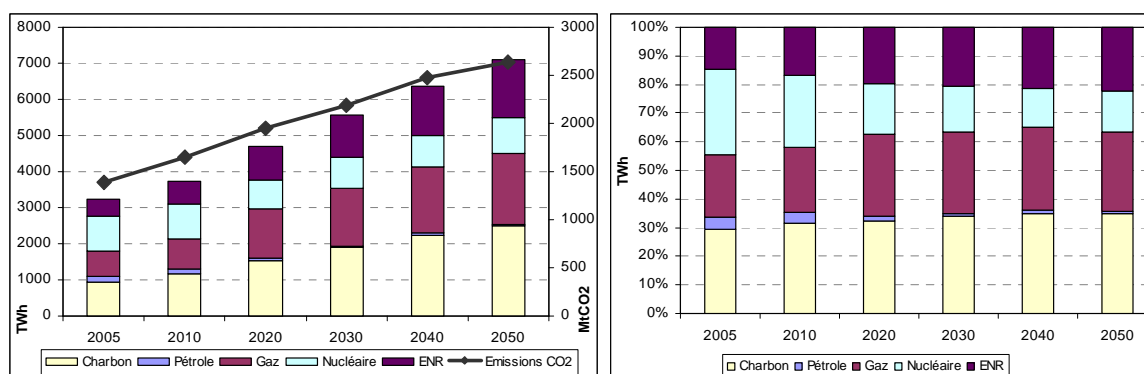
La consommation finale d'électricité dans l'Union a augmenté régulièrement durant la période 1990-2006, d'environ 1,9 % par an, quasiment en ligne avec la croissance moyenne du PIB (International Energy Agency, 2008a). Il est attendu que la demande moyenne annuelle d'électricité continue d'augmenter, sa croissance devant néanmoins être plus accentuée dans la période avant

¹ On pourrait arguer que le cycle de vie de ces technologies « zéro carbone » implique toujours une quantité faible d'émissions de CO₂. La construction d'une centrale nucléaire ou la fabrication d'une cellule photovoltaïque demande une quantité importante d'énergie et, actuellement, ceci se reflète dans les besoins énergétiques totaux (pour l'analyse de cycle de vie des différentes technologies cf. le projet Européen Externe <http://www.externe.info/> [consulté le 24/09/09]).

2015 (dans une fourchette de 1,5 – 1,8 %/an) du fait de la croissance de la demande dans les nouveaux pays membres, que dans la période suivante 2016 – 2030 (1,4 – 1,5 %) (International Energy Agency, 2006b ; modèle POLES dans le cadre du projet européen ADAM¹).

Une production d'électricité plus importante pourrait entraîner une croissance encore plus rapide des émissions si les politiques climatiques ne sont pas suffisamment vigoureuses. Ces tendances non soutenables sont confirmées dans plusieurs scénarios tendanciels² (International Energy Agency, 2006b ; Enerdata et Lepii-Epe, 2005). Le scénario tendanciel du projet européen ADAM, qui décrit le développement du système énergétique mondial jusqu'à 2050 et qui se base sur les fondamentaux économiques et les contraintes techniques, sans intervention politique majeure dans la dynamique du système, permet d'illustrer l'évolution de la structure de la production d'électricité en Europe et les émissions associées à long terme (cf. Graphique 2).

Graphique 2 : La structure de la production et les émissions de CO₂ dans le secteur électrique européen dans le scénario tendanciel



Source : modèle POLES dans le cadre du projet européen ADAM (2008)

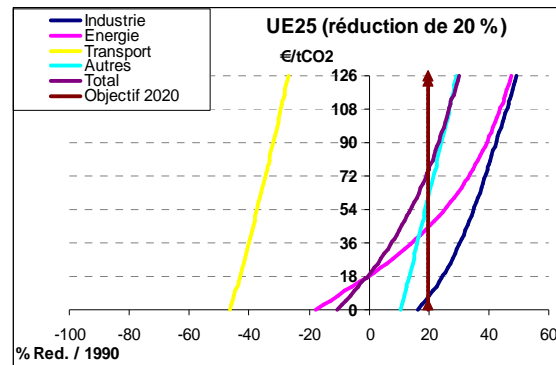
Dans ce scénario, le développement de l'électricité d'origine renouvelable s'éloigne des objectifs indicatifs de la Commission, de 22 % de la production totale d'électricité en 2010 et de 33 % en 2020 (cf. Directive 2001/77/EC ; European Commission, 2006). La contribution absolue de l'électricité nucléaire diminue de façon régulière, à cause principalement des sorties de production prévues pour de nombreuses centrales existantes. Plus de 63 % d'électricité à l'horizon 2050 est d'origine thermique sans captage et stockage de carbone (CSC). Par conséquent, en l'absence de politiques climatiques, les émissions de CO₂ augmentent fortement, de 39 % en 2050 par rapport à 2005. Pourtant, il est souvent considéré que le secteur électrique a la capacité de répondre à l'augmentation de l'intensité de la politique climatique au travers des changements de combustible et des améliorations de l'efficacité. En employant le cadre analytique des courbes de coûts marginaux de

¹ *Adaptation and Mitigation Strategies: Supporting European Climate Policy*, cf. <http://www.adamproject.eu/> [consulté le 24/09/09]

² Le terme « tendanciel » est l'équivalent français de "*Business as Usual*" de l'Agence Internationale d'Energie : « il s'agit d'un scénario de prospective où la demande d'énergie évolue dans le futur conformément aux tendances du passé et où aucune politique nouvelle n'est adoptée » (Enerdata et Lepii-Epe, 2005).

réduction, le Graphique 3 illustre les potentiels de réduction du secteur énergétique, au sein duquel les émissions du secteur électrique sont dominantes, en le comparant avec les autres secteurs dans l'UE25. La représentation adoptée fait apparaître l'écart en pourcentage de réduction par rapport à 1990 pour des valeurs du carbone allant de 0 à 125 €/tCO₂. Elle montre la capacité du secteur électrique à répondre massivement et promptement à l'augmentation des valeurs carbone (cf. section 3.3 du Chapitre II également).

Graphique 3 : Les courbes des coûts marginaux de réduction pour l'Europe en 2020



Source : Stankeviciute et al., 2008

La nouvelle vague d'investissement nécessaire dans le secteur électrique européen ouvre des opportunités pour les ajustements par les investissements dans les technologies peu émettrices examinées dans la section suivante.

1.2 La nouvelle vague d'investissements et les options technologiques de réduction

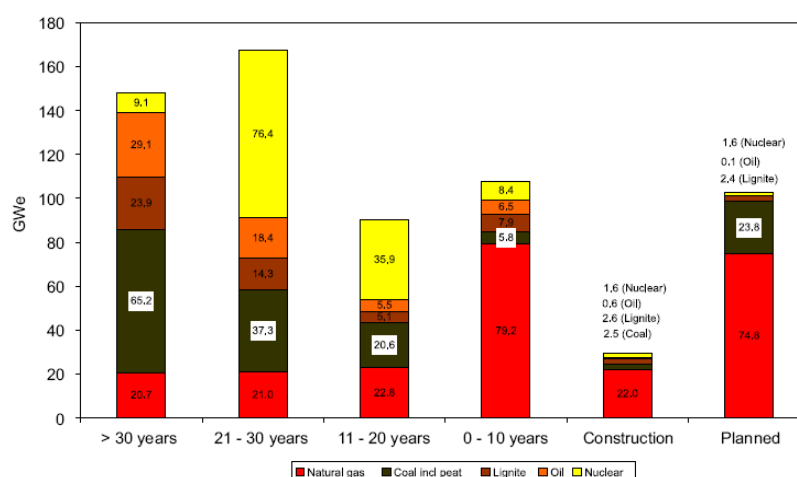
L'électricité est avant tout un vecteur énergétique. Elle peut être produite à partir de multiples sources primaires dont le choix peut permettre de réduire les émissions de CO₂ (cf. Graphique 1). Des opportunités importantes sont donc créées lorsqu'il devient nécessaire de renouveler les grands équipements électriques. Cependant, compte tenu des spécificités fortes du secteur électrique, comme l'intensité capitalistique, comme les longues durées de vie technique, comme les longues phases de maturation pour les technologies complexes (e.g. les cellules solaires photovoltaïques de troisième génération, le nucléaire de quatrième génération ou encore le stockage de l'électricité), l'approvisionnement en électricité devrait dépendre du choix des meilleures technologies existantes à court moyen terme pour faire face à la nouvelle vague d'investissement (Bouttes et al., 2006). Or, dans cette section, il est montré que ce choix technologique peut être influencé par un mélange de facteurs socio-politiques et économiques qui peuvent induire un *lock-in* dans les sentiers technologiques et, donc, dans les trajectoires d'émissions.

1.2.1 La nécessité de nouveaux investissements

La nécessité de nouveaux investissements massifs de production est aujourd'hui évidente comme le souligne l'étude des perspectives mondiales effectuée par l'agence internationale d'énergie (International Energy Agency, 2003). En effet, selon l'étude, la plupart des unités existantes (pour les deux-tiers des centrales thermiques) devront être progressivement remplacées d'ici 2030. Ainsi, l'UE15 devrait donc construire environ 650 GW (y compris le remplacement de 330 GW), c'est-à-dire plus que sa capacité de production de 2000 (584 GW). La base de données sur l'infrastructure européenne des centrales électriques constituée par l'université technologique Chalmers confirme cette nécessité d'un renouvellement massif des centrales thermiques dans l'Europe (Kjarstad et Johnsson, 2007). Nous remarquons à partir du Graphique 4 qu'environ 200 GW sont des centrales thermiques d'environ trente ans, dont la majorité fonctionnent au charbon et lignite.

Au delà de la nécessité croissante pour de nouvelles capacités, le Graphique 4 illustre que jusqu'au milieu des années 1990, l'électricité était principalement produite dans les installations thermiques au charbon et les centrales nucléaires, avant que les investissements ne se tournent vers le gaz naturel durant la dernière décennie, témoignant des conséquences des réformes dans les marchés électriques. Les colonnes qui représentent les capacités planifiées ou en construction montrent que la tendance des investissements dans la filière gaz se prolonge également dans les prochaines années. On note également un retour marqué des investissements dans le thermique charbon, avec environ 5 GW en construction et 26 GW supplémentaires planifiés. Ce retour peut s'expliquer par des prix du charbon stables et de bas niveau (cf. Graphique 8), ainsi que par les règles dans le système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE) examinées dans la section 2.3 du Chapitre II qui ont pu favoriser les investissements polluants.

Graphique 4 : Les capacités nettes des centrales thermiques dans l'UE25 en opération, en construction ou planifiées, distribuée par le fuel et l'âge en Mai, 2006



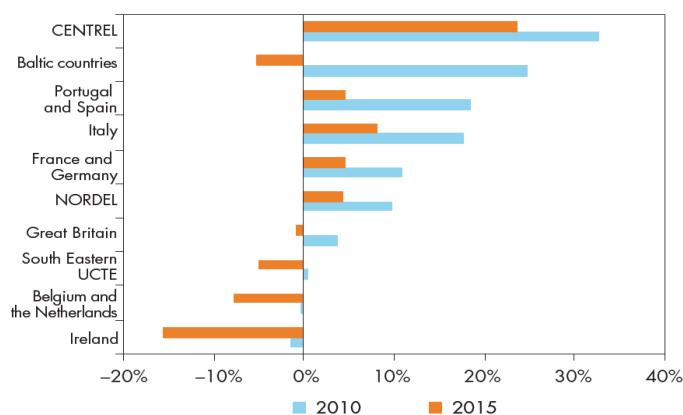
Source : Kjarstad et Johnsson, 2007

Une autre approche démontrant la nécessité croissante des investissements est celle de l'examen des marges de capacité pour passer les pointes de demande, une mesure souvent utilisée

pour caractériser l'adéquation des parcs de production à la demande actuelle et anticipée. Il faut cependant remarquer ici que l'introduction de la concurrence dans les marchés électriques doit logiquement conduire à des marges de réserve en baisse, chaque entreprise ayant intérêt à les ramener à leur niveau minimum (Green, 2008)¹. De plus, les échanges transfrontaliers et la coopération entre systèmes permettent aujourd'hui le partage de réserves et l'optimisation du *dispatching* dans un territoire plus large. Cependant, la hausse de la demande, en particulier pour la pointe, le vieillissement des centrales et les contraintes environnementales exercent une forte pression sur les marges de capacité. Or, une faible marge est un signal que les investissements sont nécessaires dans les capacités adéquates pour assurer la fiabilité de la fourniture en toute circonstance (c'est ainsi que se définit le concept d'«adéquation de capacité») (Finon, 2008).

Chaque année, l'association européenne des opérateurs de système de transmission (ETSO) publie un rapport sur l'adéquation des capacités de production basé sur les contributions des membres représentant des différentes régions : UCTE (Europe continentale), Nordel (les pays Nordiques), les pays Baltes, la Grande Bretagne et l'Irlande. La mesure-clé de « la capacité disponible de manière fiable » est évaluée en retranchant la capacité non disponible de la capacité installée². « La capacité restante » est calculée comme la marge de la capacité disponible de façon fiable sur la pointe, plus la marge de sécurité. Leurs projections montrent que les marges de réserve devraient diminuer fortement après 2012 (ETSO, 2006) (cf. Graphique 5).

Graphique 5 : Les marges de réserve en Europe (pour la pointe d'hiver)



Note : seuls les projets en construction ou planifiés avec un niveau élevé de certitude quant à leur réalisation sont inclus.

Source : International Energy Agency, 2006b

Pour les pays Nordiques, aucun problème d'adéquation des capacités n'est envisagé avant 2015. La capacité de production installée et en construction sera suffisante pour satisfaire la demande de pointe. De plus, une capacité additionnelle de 700 MW est planifiée pour réassurer la marge de

¹ Avant la libéralisation, quand les incitations pour minimiser les investissements et pour diminuer le coût restaient faibles, plusieurs pays européens disposaient de fait de capacités de réserve importantes (cf. section 2.1).

² La capacité non disponible comporte les éoliennes qui sont supposées ne pas être disponibles, les capacités mises sous cocon (*mothballed*), en cours de remise à neuf ou réservées pour les services auxiliaires.

capacité. Néanmoins, compte tenu de la part importante du chauffage électrique dans ces pays, il est prévu que Nordel puisse avoir à importer en situation de conditions hivernales extrêmes.

Le Royaume-Uni serait en manque de capacités pour satisfaire la pointe dès 2008 sans les projets déjà planifiés, et en 2009 en les incluant. A moyen terme, le déclassement attendu de 16 GW en 2015 représente également une masse considérable de nouveaux investissements. L'Irlande est déjà dépendante des importations de l'Irlande du Nord et les décisions concernant de nouveaux investissements devraient être prises prochainement pour limiter les risques de pénuries. Les capacités de réserve seront insuffisantes pour la Belgique et les Pays-Bas également. Néanmoins, les interconnexions existantes peuvent améliorer la sécurité d'approvisionnement dans ces pays.

Le bloc sud-est de l'UCTE (Autriche, Bosnie-Herzégovine, Croatie, Suisse) est actuellement exportateur net, mais ses marges de réserves deviennent négatives après 2010 et, surtout, après 2015. Les marges de réserve sont considérées comme adéquates en France, Allemagne, Portugal et Espagne. Suite à la coupure d'électricité en 2003, l'Italie a relancé une vague de planifications et de constructions assurant des marges de capacité suffisantes pour passer les pointes de demande dans le pays jusqu'en 2015. Le groupe de pays dont les marges de production devraient confortablement satisfaire la pointe même au delà de 2015 est CENTREL (Hongrie, Pologne, Slovaquie, République Tchèque). Globalement, ETSO prévoit que 20 GW de nouvelles capacités d'ici 2015 devront être ajoutées aux capacités déjà planifiées. Néanmoins, les difficultés principales se poseront immédiatement après 2015 quand le déclassement des vieilles centrales au charbon et des centrales nucléaires sera avancé¹.

Le secteur électrique européen peut disposer donc de marges de manœuvre pour infléchir sa trajectoire technologique vers un profil moins intensif en carbone, en raison de la nécessité d'effectuer des investissements massifs dans les prochaines décennies. La section suivante fournit une vision d'ensemble des grandes options technologiques pour les investissements à court, moyen et long terme. Avant cela, sont examinées les deux options de réduction significative des émissions qui, actuellement, sont particulièrement débattues : 1) le changement de combustible vers la production d'électricité sans ou avec peu d'émissions de CO₂, notamment les énergies renouvelables et le nucléaire, 2) l'intégration de la capture et du stockage de CO₂ dans les centrales thermiques, ainsi que les facteurs qui influencent leur compétitivité relative.

1.2.2 Les perspectives technologiques

L'énergie nucléaire

L'énergie nucléaire de fission est une technologie concurrentielle et mature qui fonctionne avec un niveau élevé de sécurité et produit 34 % de l'électricité en Europe. A la suite des accidents de *Three Mile Island* (1979) et de Tchernobyl (1986), le déploiement du nucléaire a été interrompu ou ralenti

¹ Seulement en Allemagne, une nécessité prévue des investissements est de l'ordre de 40-60 GW entre 2010-2025 (Bartels et al., 2006, International Energy Agency, 2007).

dans les pays Européens. Néanmoins, le nucléaire reste le premier poste des programmes publics de recherche et développement, loin devant les énergies renouvelables ou l'efficacité énergétique¹ (De Perthuis, 2009). C'est une technologie très coûteuse : les financements initiaux pour la construction des centrales peuvent varier de deux à trois milliards d'euros et leur mise en place peut durer jusqu'à dix ans. L'énergie nucléaire, qui est relativement peu flexible, est essentiellement utilisée pour l'électricité de base. En principe, c'est une énergie sans émissions directes de carbone. La prise en considération du risque climatique devrait donc conduire à un certain redéploiement de ce mode de génération électrique. De plus, les ressources disponibles d'uranium permettraient de construire quatre fois plus que le nombre de centrales actuelles mondiales d'ici 2050 (Bouttes et al., 2006 ; International Energy Agency, 2005). Néanmoins, au-delà des problèmes liés à l'acceptabilité publique et aux sites de stockage finaux, la compétitivité relative de cette solution dépendra d'abord de la réduction des risques spécifiques aux investissements nucléaires – risques réglementaire, de construction, d'exploitation et de marché - dans le nouveau contexte libéralisé des marchés électriques (Finon et Roques, 2008). Les politiques nationales jouent également un rôle important dans le déclenchement des investissements futurs et dans le développement des politiques nucléaires (cf. section 1.2.3 pour un regard historique et section 2.4 du Chapitre II pour un état des lieux).

L'électricité d'origine renouvelable (EOR)

Les ressources énergétiques renouvelables sont considérables et peuvent probablement à long terme satisfaire la majeure partie de nos besoins. Les contraintes environnementales, le rapprochement de l'échéance d'épuisement des ressources fossiles, ainsi que les préoccupations d'indépendance énergétique conduisent depuis les années quatre-vingt-dix à un décollage important des filières de production d'électricité d'origine renouvelable. Mais outre l'hydroélectricité, technologie mature et compétitive, les solutions de conversion des ressources renouvelables que sont le soleil, le vent, la biomasse sont encore en phase de décollage industriel et ne représentent qu'une faible part dans le bilan européen et global. Les politiques de soutien au développement de ces technologies sont bien justifiées par la théorie économique, du fait : 1) de la correction des externalités négatives résultant de l'utilisation des combustibles fossiles, et 2) de la recherche d'efficacité dynamique par la stimulation du changement technique (Finon et Menanteau, 2004). Elles incluent : le soutien à la R&D, les instruments de promotion (e.g. tarifs d'achat garantis, certificats verts), les incitations financières (e.g. subventions de capital, crédits d'impôt). Néanmoins, le caractère intermittent des nombreuses technologies d'énergie renouvelable et leurs coûts importants malgré des progrès significatifs dans le domaine de l'éolien notamment, ou parfois l'hostilité des opérateurs historiques de réseau limitent encore leur développement (De Perthuis, 2009). De plus, le développement de ces équipements nécessite de grandes marges de réserve² et le renforcement onéreux des systèmes de transport ou

¹ Par exemple, dix milliards de dollars seront dépensés à Cadarache, en France, pour tester la faisabilité de la production électrique par fusion nucléaire.

² La production d'électricité à partir de solaire photovoltaïque peut chuter de 50 MW à quasiment zéro en quelques secondes lors de passages nuageux, et remonter lorsque le ciel est de nouveau clair. La production d'électricité à partir de l'éolien peut chuter de 100 MW à 10 MW ou moins en quelques heures si le vent baisse.

encore le développement de réseaux intelligents ou « *smart grids* » pour optimiser la courbe de charge et intégrer les énergies réparties¹ (Bartels et al., 2006 ; Cepeda et al., 2008 ; European Commission, 2007). Jenkins et Strbac (2000) soulignent que la compétitivité des technologies renouvelables augmenterait significativement avec l'apparition de moyens pour stocker l'électricité afin de compenser la nature intermittente de ces technologies, ce qui permettrait un déploiement à grande échelle.

Les technologies de capture, de transport et de stockage du CO₂

Les technologies de capture, de transport et de stockage du CO₂ (CSC) sont parfois qualifiées également de technologies de production d'électricité thermique à zéro émission (*zero emission fossil fuel power generation, ZEP*). Il est attendu qu'elles capturent au moins 85 % des émissions pendant le processus de production d'électricité à partir de charbon et de gaz. Le CO₂ ainsi capturé devrait ensuite être transporté (e.g. par la voie du gazoduc) vers des sites souterrains pour être stocké définitivement et sans risque. Actuellement, tous les aspects de ces technologies sont développés, mais ils ne sont pas encore optimisés. Ils sont utilisés par les acteurs industriels à des échelles bien inférieures à celles nécessaires pour la production d'électricité (European Commission, 2007). Les technologies de capture (*pré et post combustion* et *oxy-fuel*) représentent 70 à 80 % du coût total d'investissement. Le transport et le stockage souterrain se partagent alors les coûts d'investissement restant (Rokke, 2006). Ces technologies pourraient être commercialisées dès 2020 (European Commission, 2007). Néanmoins, plusieurs pays, comme le Royaume-Uni, l'Allemagne, la Norvège et le Danemark, ont pris de l'avance quant aux décisions d'investissement et aux plans en direction des technologies avec la CSC. Leurs projets ne seront que démonstratifs d'ici 2015. Cependant, ils peuvent influencer les perspectives pour les investissements sobres en carbone à partir de cette date (International Energy Agency, 2007)². La certitude accrue qui devrait découler des politiques climatiques post-2012 sera cruciale pour la compétitivité relative de ces technologies. Pendant ce temps, les efforts de R&D devraient être significatifs pour réduire les coûts en capital de façon à ce que le coût de captage du CO₂ devienne inférieur à 25-40 €/CO₂³ afin d'améliorer les rendements, d'évaluer la capacité européenne de stockage du CO₂ et d'assurer sa sécurité.

Cela pose des problèmes aux gestionnaires de réseau qui doivent en permanence harmoniser l'offre et la demande d'électricité (Heal, 2009).

¹ Le *SET-plan* européen accorde plus de 400 milliards d'euros sur les trois prochaines décennies pour le développement des systèmes électriques intelligents, y compris le stockage, et pour la création d'un centre Européen afin de mettre en place le programme de recherche sur le réseau de transport européen (European Commission, 2007).

² Le nouveau paquet énergétique de la Commission propose d'inciter la construction de douze projets démonstrateurs avec la CSC à grande échelle. Cela doit être suivi d'une conception plus claire des politiques futures avec pour objectif d'être capable de fixer une obligation selon laquelle toutes les nouvelles centrales au charbon devraient être équipées avec la CSC en 2020.

³ Cf. *Carbon Capture Project*, disponible sur <http://co2captureproject.org> [consulté le 24/09/09]

Une vision d'ensemble des perspectives technologiques

Au-delà des options technologiques peu émettrices discutées ci-dessus, un nombre des technologies, moins durables du point de vue climatique à cause de leur teneur plus élevé en CO₂, sont disponibles pour les investissements à court moyen terme. En particulier, il s'agit des thermiques à flamme au charbon et au gaz naturel. A court moyen terme, la compétitivité relative des technologies au gaz peut être limitée cependant par les préoccupations relatives à la sécurité d'approvisionnement et par la hausse attendue des prix du gaz en raison de 1) la nécessité d'effectuer des investissements lourds dans les infrastructures (pipe-line, terminal GNL) afin de développer l'exploitation des réserves existantes, et 2) l'épuisement des réserves qui peut se produire rapidement¹ (cf. section 2.3.3 également). La hausse du prix du gaz et la nécessité d'une diversification peuvent en revanche augmenter la compétitivité relative des technologies au charbon.

Le Tableau 1 résume les grandes options pour les nouveaux investissements, selon qu'elles seront disponibles à court, moyen et long terme. Nous exposons à titre comparatif le coût prévisionnel de la production électrique basé sur la méthode simple du coût moyen actualisé² avec deux taux d'actualisation (5 et 8 %) qui reflètent deux niveaux différents du coût de capital. Les coûts technologiques et les performances sont dérivés de la base de données Techpol développée par le laboratoire Lepii-Epe dans le cadre de projets de recherche européens³ (Menanteau, 2006). Cette base de données sert les travaux de prospective énergétique de long terme menés avec le modèle mondial POLES et couvre aujourd'hui plus de cinquante technologies génériques relevant de quatre grandes familles : i) les moyens de production d'électricité de grande puissance, ii) les moyens distribués de production d'électricité et d'énergies renouvelables, iii) la production d'hydrogène, et iv) les technologies de demande.

¹ 30 – 40 ans de la consommation actuelle des réserves prouvées de gaz conventionnel (Laherrere, 2006).

² Cette méthodologie de calcul économique a été et continue à être utilisée par les investisseurs, par les institutions publiques. Sur la base de l'estimation des coûts divers (coût de capital, coût opérationnel et de maintenance, coût de combustible fossile) et de l'énergie produite annuellement sur la durée de vie d'une centrale typique pour un système d'énergie donné, elle actualise les flux de coût et les prix d'énergie en utilisant un taux référentiel (traditionnellement, 5 et 10 %). Le résultat consiste en des séries comparables des niveaux des coûts de production d'électricité qui permettent alors d'établir un « classement de mérite économique » pour choisir entre les technologies alternatives (European Commission, 2007, Bouttes et al., 2006, UK Department of Trade and Industry, 2006a).

³ SAPIENTIA et CASCADE-MINTS, cf. http://ec.europa.eu/research/fp6/index_en.cfm [consulté le 24/09/09]

Tableau 1 : Les coûts de production des différentes perspectives technologiques dans les différentes périodes de temps¹

			Taux d'actualisation		Contenu en CO ₂ tCO ₂ /MWh
			5%	8%	
			€/MWh	€/MWh	
2005-15 (Prix du CO ₂ : 15-20€/tCO ₂)	Nucléaire	Génération 3	35	43	0
	Charbon	Charbon pulvérisé avec désulfurisation (CP) (prix charbon: 37.5 €/07/t, efficacité 42%)	44-48	48-52	0.81
		Gazéification du charbon intégrée à un cycle combiné (GICC) (efficacité 42%)	50-54	56-60	0.81
	Gaz	Turbine à gaz à cycle combiné (TGCC) (prix gaz: 4.3 €/07/Mbtu, efficacité 55%)	41-43	43-45	0.35
	Hydraulique	Grandes et petites hydrauliques, les coûts variables selon les sites et l'acceptabilité	42-59	56-77	0
	Eolien	l'intermittence)	55	66	0
2015-35 (Prix du CO ₂ : 25-30€/tCO ₂)	Charbon	CP et GICC (prix charbon: 56.8 €/07/t, efficacité PF-46%, IGCC - 48%)	53-57	57-61	0.74
		CP et GICC avec la CSC (après 2020, efficacité 35-46%)	47-57	53-63	0.12
	Gaz	TGCC (prix gaz: 6.3 €/07/Mbtu, efficacité 59%)	54-55	55-57	0.33
		TGCC avec la CSC (après 2020)	58	60	0.04
	Eolien	Eolien offshore (sans coût extra causé par l'intermittence)	50	59	0
	Biomasse	Coût pour une production dédiée	64-66	70-71	0
2035-50 ? (incertitudes)	Charbon	CP et GICC avec la CSC	46-55	51-60	0.10
	PV	Photovoltaïque de deuxième génération+ (couche épaisse)	46	58	0
	PV	Photovoltaïque de troisième génération (après 2040)	65	80	0
	Nucléaire	Gen-IV (après 2040)	32	40	0
	Autres	Stockage d'électricité ? (après 2040)	?	?	0

Source : Tech Pol (2008)

Par le choix des technologies pour les nouvelles centrales de production en Europe et, surtout, par les substitutions lors du renouvellement, il est donc envisageable de réduire sensiblement les émissions par rapport à la tendance *business-as-usual* et de viser à terme une électricité « moins carbonée » (Leban, 2006 ; Bouttes et al., 2006). L'énergie nucléaire peut constituer une part importante des investissements dans les pays qui maîtrisent la technologie et où l'acceptabilité sociale est relativement élevée. Il est également important de mobiliser le potentiel des nouveaux développements d'énergie hydraulique². Il est attendu que les autres ressources renouvelables jouent un rôle croissant pour satisfaire la demande électrique. Cependant, leur développement dépendra de l'importance du soutien gouvernemental en termes d'instruments, d'institutions, ainsi que de la reconfiguration future des réseaux (Wolsnik, 2000 ; Pollitt, 2008).

La politique du prix du CO₂ est souvent considérée comme un facteur fondamental pour la traction par le marché des nouvelles technologies plus propres *e.g.* intégrant la CSC (*technology pull*) (Manne et Richels, 2004). Cependant, plusieurs analyses avancent l'idée que les changements dans le prix d'un facteur ne seront pas suffisants pour un changement radical (Neuhoff, 2008a ; Cames et Weidlich, 2006). Dans les régions où le capital fixe de longue durée se construit, la politique climatique devrait s'accompagner de programmes politiques et de mesures plus ciblés de réduction comme d'une augmentation significative de la recherche, du développement, de la démonstration et

¹ Les coûts de production indiqués sont pour un nombre d'heures de l'utilisation maximum sur l'année.

² Selon l'enquête sur les ressources énergétiques effectuée par le Conseil Mondial de l'Energie, le potentiel brut théorique pour l'UE25 est plus de 1 300 TWh/an dont 40 % est considéré comme exploitable d'une façon technique et 30% d'une façon économique (570 TWh/an et 430 TWh/an, respectivement) (Eurelectric, 2005).

du déploiement (les politiques de poussée technologique – *technology push*) afin d'éviter l'enfermement dans le stock de capital intensif en carbone (Shalizi et Lecocq, 2009). De même, les améliorations des règles et des réglementations, surtout celles qui créent des obstacles à l'innovation, devraient être promulguées à tous les niveaux du gouvernement (International Energy Agency, 2009).

Ainsi, un élément fondamental de la politique climatique pour promouvoir les options peu émettrices est la compréhension approfondie du fonctionnement du choix technologique dans le secteur électrique. Pour cela, la section suivante présente une vue d'ensemble du développement du secteur en soulignant les influences historiques politiques et sociétales, ainsi que l'aspect économique que constitue la disponibilité et le coût relatif des technologies, des ressources naturels, du travail, et du capital (Lucas, 1985 ; Soderholm, 1998).

1.2.3 Le choix technologique : un regard historique

La particularité de nombreux pays européens avant les années 1990 a été de centraliser la production d'électricité au travers de l'établissement de grandes centrales verticalement intégrées. En effet, la production d'électricité était supposée caractérisée par la présence d'économies d'échelle dans la production significatives, ce qui nécessitait une infrastructure de réseau. Pour cette raison, la production d'électricité serait considérée comme un monopole naturel important qui opérerait comme un monopole national unique ou comme des monopoles régionaux larges, sous contrôle privé et public¹ (cf. Percebois (1997) et Angelier (2007) pour les spécificités des industries de réseau dans le domaine de l'électricité).

Suite aux premier et second chocs pétroliers (1973-1974 et 1979-1980), les années soixante-dix et le début des années quatre-vingt ont été marquées par un seul objectif : assurer la sécurité de l'approvisionnement et, donc, d'en diversifier les sources. Il doit être remarqué que l'objectif d'une diminution de l'utilisation du pétrole n'a pas seulement eu une dimension économique en cherchant à éviter des coûts élevés, mais également une dimension diplomatique et politique (Finon, 1994). Les gouvernements d'Europe de l'ouest ont cru que le marché à lui seul n'était pas capable de sécuriser une offre d'énergie suffisante et, donc, qu'une participation forte des Etats dans le secteur énergétique était nécessaire. En outre, la recherche d'une sécurité énergétique était également envisagée comme une façon de protéger la souveraineté nationale. Les pays étaient prêts à payer « un prix plus élevé pour l'énergie et ses services que celui résultant du prix du pétrole importé, puisque la valeur implicite pour promouvoir la sécurité énergétique devrait être incluse » (Finon, 1994). Un exemple marquant a été « la politique prioritaire du charbon » en Allemagne : durant la période 1958-2002, environ 160 milliards d'euros de subventions ont été dépensés pour le charbon (Storchmann, 2005). Les contrats de long terme ont constitué l'outil principal de financement de la production nationale

¹ Etant donné que les services qu'elles fournissent ont été considérés d'une importance stratégique pour l'ensemble de l'économie, l'industrie électrique a été sous le contrôle des entreprises publiques dans la plupart des pays de l'OCDE. Dans les pays où l'industrie électrique a été dominée par des entreprises privées, les entreprises ont été tout de même dépendantes de la législation réglementaire et financière étendue (Pollitt, 1997).

charbonnière et ont spécifié la quantité de charbon domestique attribuée au secteur électrique. Par conséquent, des investissements lourds ont été effectués dans les centrales au charbon.

Dans certains cas, les traditions culturelles dans l'économie et la gouvernance ont exercé une forte influence sur le choix technologique. En France, le choix de l'électricité nucléaire s'est développé dans les années 1960, mais la stratégie a été mise en place principalement suite à la crise de 1973. Sa mise en œuvre réussie doit beaucoup aux facteurs institutionnels. L'existence d'une entreprise nationale électrique intégrée verticalement avec un personnel hautement qualifié et l'établissement d'un seul constructeur nucléaire ont été essentiels pour le bon développement du programme nucléaire. L'autre facteur crucial a été le soutien financier inébranlable du gouvernement (Finon et Staropoli, 2001). Le programme nucléaire français a été rendu possible, d'une part, par la tradition politique qui assigne une prééminence aux experts techniques, si ce n'est une autorité exclusive sur les questions techniques et, d'autre part, par un système politique qui limite l'accès du public à la prise de décision. Une fois l'engagement pris en faveur de l'électricité nucléaire, celui-ci s'est maintenu malgré les mouvements anti-nucléaires durant les années soixante-dix (Hadjilambrinos, 2000).

En revanche, et au-delà des risques liés à l'énergie nucléaire, les mouvements anti-nucléaire en Italie et en Espagne dans les années quatre-vingt ont été souvent perçus comme une lutte politique entre les niveaux national et local. En effet, la communauté locale ne voyait pas les bénéfices du développement nucléaire (en termes d'opportunités d'emploi, de compensation des pertes en valeur des terrains ou d'autres arrangements sociaux) et, donc, n'acceptait pas les décisions prises exclusivement au niveau national (Foley et Lonnroth, 1981). Ces oppositions ont également été puissantes dans les pays caractérisés par « une dévolution importante de l'autorité », comme en Scandinavie ou en Allemagne (Lucas, 1985)¹. Par exemple, en réponse aux crises pétrolières, le Danemark a également envisagé l'option nucléaire dans un premier temps. Néanmoins, la structure politique danoise a encouragé l'expression des contributions de tous les segments de la société. Par conséquent, le débat sur la politique nationale énergétique a tenu compte d'une large gamme de technologies. Le développement de l'énergie nucléaire ne s'accordait donc pas avec le cadre institutionnel diffus de l'industrie électrique danoise et le soutien unanime n'était pas établi (Hadjilambrinos, 2000). Le rôle des experts techniques au Danemark était limité (au contraire de la France) et le pouvoir était alloué plutôt aux organisations citoyennes telles que les coopératives agricoles et les organisations environnementales. Ayant un rôle important dans le processus d'élaboration des politiques, leurs intérêts ont favorisé les économies d'énergie, la cogénération (chaleur et électricité combinées) et le développement des énergies renouvelables.

De façon similaire, Jacobsson et Lauber (2006) expliquent comment, dans les années quatre-vingt, le développement et le déploiement des énergies renouvelables en Allemagne ont été conduits par un soutien sociétal important. En effet, les groupes parlementaires allemands, informés et

¹ En Autriche, le référendum public de 1978 a opté pour l'arrêt de programme nucléaire. Aux Pays-Bas, le programme nucléaire a été arrêté fin des années 70. En Allemagne, depuis 1978, aucun permis de construction n'est été acquis, alors même que le gouvernement fédéral continuait à promouvoir les technologies nucléaires. En Italie, le référendum public contre le nucléaire a abouti en 1987. En Espagne, un moratoire sur les nouvelles centrales nucléaires a été décrété dans le plan énergétique national en 1983.

soutenues par les coalitions plaidantes (*advocacy coalitions*¹) d'une force croissante (chercheurs, techniciens, entrepreneurs, agriculteurs, etc.), ont appuyé les politiques de soutien aux énergies renouvelables souvent contre les gouvernements réticents et l'opposition des intérêts de l'industrie charbonnière et du nucléaire. Toke (2007) montre l'importance de la participation des communautés locales pour le choix des instruments de soutien aux énergies renouvelables dans le cas du Royaume-Uni. On pourrait donc soutenir que le choix technologique dans le secteur électrique est inextricablement entrecroisé avec les traditions plus larges culturelles dans la gouvernance.

Cependant, les aspects économiques, comme le changement technologique et les disponibilités de combustible qui peuvent diminuer le coût relatif de production de l'électricité d'une technologie, influencent également le choix technologique. Un exemple proéminent a été le « *dash for gas* » au Royaume-Uni où, à la fin des années 1980s et au début des années 1990s, les producteurs ont construit de nouvelles capacités dans les centrales de turbines à gaz à cycle combiné (TGCC). Le début de l'exploitation du gaz dans la mer du Nord a favorisé ces investissements (Helm, 2005). Néanmoins, Winskel (2002) a remarqué que la contribution provient également « d'une chaîne plus complexe comme l'interaction de la libéralisation de l'industrie électrique avec des prix plus bas et une disponibilité plus large du combustible, la performance améliorée des turbines, la législation pour réduire la pollution et la manifestation des tensions institutionnelles ». Par conséquent, on peut supputer que les déterminants économiques du choix technologique dans le secteur électrique européen représentent un facteur parmi tant d'autres, comme les facteurs politiques, technologiques et culturels.

1.2.4 Le *lock-in* des sentiers technologiques

En raison de ces facteurs, la structure actuelle du secteur électrique est enfermée (*locked-in*) dans des sentiers particuliers technologiques. Bien évidemment, l'étendue de ce *lock-in* diffère d'un pays à l'autre. Cependant, environ 51 % de l'électricité en Europe est basée sur les combustibles fossiles (cf. Graphique 1). Ce *lock-in* en carbone est induit par les mécanismes cumulatifs notés dans l'Encadré 1 qui provoquent une dépendance de sentier (Arthur, 1994 ; Unruh, 2000, 2002). Le terme de *lock-in* peut désigner les cas dans lesquels (i) la durée de vie du capital et les mécanismes cumulatifs génèrent des flux d'émissions à long terme, et (ii) les « coûts élevés du changement » découragent l'adoption ultérieure de sentiers alternatifs avec des émissions plus bas (Shalizi et Lecocq, 2009).

¹ Une coalition plaidante « est composée d'individus appartenant à diverses organisations qui partagent un ensemble de croyances causales et normatives et qui souvent agissent en concert » (Sabatier, 1988). Pour plus de détails se référer en outre à Sabatier et Jenkins-Smith (1993).

Encadré 1 : Les rendements croissants d'adoption

Arthur (1994) a identifié quatre classes majeures des rendements croissants : *les économies d'échelle*, *les effets d'apprentissage*, *les anticipations adaptatives* et *les effets de réseaux*. Chacune contribue à un *feedback* positif en susceptible d'accélérer le progrès technique :

- (1) *les économies d'échelle* : compte tenu des coûts fixes liés à l'entrée dans une branche ou aux indivisibilités dans la production, la productivité est fonction de la taille de la production,
- (2) *les effets d'apprentissage* : la productivité est fonction de l'expérience cumulée dans la production, les effets d'apprentissage dans le développement d'une trajectoire technologique engendrant des économies d'échelle. Plus une technologie sera employée, plus les effets d'expérience joueront en faveur de sa diffusion et de son amélioration (« *learning by doing* », Arrow, 1962, « *learning by using* », Rosenberg, 1982),
- (3) *les anticipations adaptatives* se produisent quand l'adoption croissante réduit l'incertitude et lorsque les utilisateurs et les producteurs deviennent confiants en la qualité, la performance et la longévité de la technologie actuelle,
- (4) *les effets de réseaux* ou *de coordination* se produisent quand les avantages reviennent aux agents adoptant la même technologie que celles appliquées par les autres utilisateurs (Katz et Shapiro, 1985).

La théorie évolutionniste explique que le développement économique est caractérisé par la séquence de phases plutôt stables avec des améliorations incrémentales dans les technologies, et par des phases instables qui représentent les opportunités pour des changements technologiques rapides où les technologies existantes peuvent être remplacées par les technologies nouvelles ou alternatives. Ces phases de changement radical des paradigmes technologiques sont considérées comme les « fenêtres d'opportunité » (Dosi, 1982). Pendant les phases instables, des avantages initiaux insignifiants en faveur d'une technologie particulière peuvent devenir un facteur auto-renforçant en raison des rendements croissants d'adoption (cf. Encadré 1). Cela peut, sous certaines circonstances, pousser le développement de la technologie sur un sentier particulier et conduire au succès de la technologie, créant ainsi une dépendance de sentier ou *lock-in*.

Les fenêtres d'opportunité résument un ensemble de conditions favorables à l'innovation. Ces conditions peuvent être examinées à plusieurs niveaux, le niveau technico-économique étant le plus important (Nill, 2003). Les conditions technico-économiques doivent conduire à distinguer (i) la compétitivité entre deux nouvelles technologies de niveau de maturité similaire, ce qui est important dans les stages initiaux de compétitivité par exemple dans les marchés émergents, et (ii) la compétitivité entre une technologie dominante ancienne et des technologies nouvelles, lorsque les cycles d'investissement des technologies dominantes touchent à leur fin, alors même que les nouvelles technologies peuvent devenir concurrentielles. Les phases instables dépendent donc principalement de la dynamique de la technologie ancienne. Dans les secteurs intensifs en capital tels que le secteur électrique, l'importance des coûts irrécupérables (*sunk costs*), la durée des périodes de développement et les cycles d'investissement conduisent à de fortes inerties et à des constantes de temps longues. Les décisions d'investissement passées créent des coûts irrécupérables qui s'annuleront seulement sur une longue période. A la fin du cycle d'investissement, quand les investissements sont amortis, les coûts irrécupérables sont nuls et un changement vers une nouvelle technologie est plus facile. Quand les cycles d'investissement sont synchrones, l'idée de changement

peut être appliquée au secteur industriel dans son ensemble. La fin des cycles d'investissement ouvre ainsi la fenêtre d'opportunité technico-économique.

Cependant, les fenêtres d'opportunités sont structurées non seulement par les facteurs technico-économiques, mais également par les facteurs institutionnels et politiques (North, 1990). Dans le cas de la compétitivité entre une technologie dominante et de nouvelles technologies, ces facteurs sont très importants dans l'émergence des fenêtres d'opportunités. La dépendance de sentier institutionnel (du fait de la législation, des règles et des contrats économiques ou des conventions sociales) couplée à la dépendance de sentier technologique, stabilise le sentier dominant et peut empêcher de tirer profit au bon moment de la fenêtre technico-économique.

Le potentiel de *lock-in*, de la dépendance de sentier peut-il poser des problèmes vis-à-vis le changement climatique ? Cames et Weidlich (2006) concluent que le *lock-in* potentiel du lignite en Allemagne peut modérer dans le futur le processus de l'innovation dans les autres technologies, comme celles au gaz, comme les renouvelables ou comme les centrales décentralisées à petite échelle. En effet, étant une ressource domestique, le lignite (un charbon composé pour 50 à 60 % de carbone) a toujours été la principale source d'énergie en Allemagne, et son utilisation dans les turbines à vapeur reste la solution dominante pour la production d'électricité. En parallèle avec la dépendance de sentier technologique (la turbine à vapeur à grande échelle, centralisée a été le sentier dominant depuis le début de l'industrialisation), la dépendance des sentiers politique et institutionnel peut aussi s'observer dans l'industrie du lignite. L'exemption de l'écotaxe et de taxe sur la consommation des combustibles favorise l'utilisation de cette source d'énergie par rapport aux autres sources (e.g. gaz naturel). Plusieurs grandes compagnies intégrées verticalement dans le secteur du lignite et les décideurs politiques dans les régions à lignite stabilisent le sentier dominant et rendent souvent plus profitable pour les firmes d'investir dans la technologie dominante plutôt que dans une innovation radicale¹. Des arrangements mutuels ou des relations traditionnelles entre les institutions politiques et les firmes de l'industrie du lignite créent donc des situations de *lock-in* qui rendent difficiles de s'écarter du sentier traditionnel.

Comme tels, les *lock-ins* peuvent être « bons ou mauvais » : cela dépend des objectifs poursuivis ou des conséquences générés. L'exemple allemand sur la dépendance vis-à-vis du charbon national n'est pas souhaitable du point de vue du changement climatique, mais peut être désirable du point de vue de la sécurité d'approvisionnement. Le programme nucléaire Français représente un exemple d'un « bon » *lock-in*² du point de vue climatique, bien que la réduction des émissions n'était pas un objectif lors du lancement du programme nucléaire. L'importance est d'estimer les arbitrages des objectifs non seulement à court terme, mais également sur la durée de vie d'un tel *lock-in* (Shalizi et Lecocq, 2009).

¹ Comme exemple, les auteurs mentionnent le programme de renouvellement des centrales (Kraftwerkserneuerungsprogramm) établi en 1994 par l'entreprise RWE et le gouvernement d'état fédéral de Rhine Westphalia.

² De plus, la France a affirmé ses traditions politiques en confirmant le choix du nucléaire dans la nouvelle loi énergétique de 2005.

Il faut cependant remarquer que les émissions associées avec les centrales électriques sont durables et si on ne les traite pas rapidement, des ajustements profonds seront nécessaires dans les autres secteurs, ce qui peut compliquer la réalisation des objectifs rigoureux. De plus, l'incertitude sur les objectifs futurs (ou sur les dommages du changement climatiques) favorise l'action précoce dans les secteurs dont le stock de capital est d'une longue durée de vie (Ha-Duong, 1998). Avec la nécessité d'une nouvelle vague d'investissement, il est donc crucial de ne pas passer à côté de fenêtres d'opportunité afin d'influencer l'efficacité carbone des centrales construites dans les prochaines décennies. L'action plus précoce plutôt que tardive est donc souhaitable puisque l'impact sur les émissions cumulatives sera plus élevé et les efforts de réduction rapides, si nécessaires, seront alors plus coûteuses (Lecocq et al., 1998).

Pour conclure, on peut rappeler que l'adéquation entre les programmes d'investissement à préparer dans les prochaines années et l'émergence d'une contrainte carbone se renforçant dans le long terme définiront la capacité de l'Europe à mettre en œuvre des programmes ambitieux de réduction des émissions. Par le choix des technologies pour les nouvelles centrales de production en Europe et, surtout, par les substitutions à opérer lors du renouvellement, il est envisageable de réduire sensiblement les émissions par rapport à la tendance *business-as-usual* et de viser à terme une électricité « moins carbonée ». Cependant, les fenêtres d'opportunité pour incorporer les considérations climatiques dans les prochaines décisions d'investissements peuvent être influencées par un nombre de facteurs nationaux politiques, économiques, technologiques et culturels qui divergent entre les Etats membres. La décarbonisation, au-delà des effets de la contrainte carbone examinés dans Chapitre II et Chapitre III, devrait probablement inclure un processus du changement plus intégré dans les traditions, la science, la pratique d'ingénierie, l'infrastructure physique, l'organisation sociale, etc.

Jusqu'ici nous n'avons pas encore abordé la contrainte institutionnelle et organisationnelle absente jusqu'alors qui peut particulièrement infléchir sur les décisions d'investissement et, donc, sur le choix technologique dans le secteur électrique européen à court et moyen terme. Il s'agit de l'objectif de la politique européenne d'introduire la concurrence dans les marchés électriques. Cette réforme modifie profondément le processus de prise de décision d'investissement. Ses impacts sont analysés dans la section suivante.

2 La libéralisation et ses impacts sur les choix d'investissements

Avec l'introduction de la concurrence dans le secteur de production d'électricité, le processus de décision d'investissement a changé de façon profonde. Actuellement, les investissements résultent de décisions individuelles prises dans le but de maximiser la valeur de la firme. Dans un environnement libéralisé, les investissements de production font face à de nouveaux risques. Cependant, dans le modèle idéal du marché décentralisé, la gestion de ces risques est assurée par des marchés complets, c'est-à-dire un ensemble de marchés proposant des instruments de couverture à des

échéances différentes, sans problèmes de liquidité, selon les hypothèses des modèles généraux d'équilibre économique à la Arrow-Debreu. Dans ce modèle de référence, le marché dit *energy-only*¹ est suffisant à lui seul pour envoyer les bons signaux de prix et permettre les bonnes anticipations de surplus permettant de récupérer les coûts d'investissement et assurer un taux de rentabilité satisfaisant du capital.

Les réformes concurrentielles de l'industrie électrique ont commencé à être appliquées au début des années quatre-vingt-dix. Nous avons aujourd'hui suffisamment de recul pour observer l'évolution des investissements dans le cadre libéralisé. Les crises du marché électrique Californien en 2000 et en 2001 (cf. Turvey, 2003), ainsi que les pénuries ou blackouts dans les autres endroits du monde, tels que le Nord-Est des Etats-Unis, la Nouvelle Zélande, la Scandinavie ou l'Italie, ont alimenté les réflexions théoriques et pratiques sur les incitations d'investissement dans les capacités de pointe et sur l'assurance d'une marge de réserve permettant de garantir la fiabilité de la fourniture en toute circonstance, et donc la sécurité d'approvisionnement à court terme. En effet, le consensus s'établit sur le fait que les marchés de l'électricité, quelle que soit leur architecture (*market design*), ne paraissent pas en mesure, à eux seuls, d'assurer l'adéquation des capacités en raison de l'environnement incertain, de l'aversion au risque ou encore des cycles d'investissement. Une littérature abondante se développe autour de ces questions, centrée en particulier sur les différentes méthodes de rémunération des capacités dans les marchés libéralisés (cf. par exemple De Vries et Hakvoort, 2003 ; Joskow, 2006 ; Finon et Pignon, 2006 ; De Vries, 2007).

Un autre problème, ayant reçu beaucoup moins d'attention, concerne l'impact de ces réformes sur le développement de mix technologique de production. Depuis plus d'une décennie s'opère une spécialisation des investissements dans les équipements peu capitalistiques et *self hedged*² (e.g. les centrales à gaz), alors que les équipements les plus capitalistiques sont délaissés³. Dans le cadre du renouvellement et de l'extension nécessaires des capacités dans les prochaines décennies, une spécialisation excessive de ce mix technologique peut résulter en un développement des capacités inopportun et une orientation du mix technologique d'ensemble inadaptée, ce qui va également avoir une incidence sur les trajectoires des émissions.

Dans cette section, on se place plutôt dans l'optique de ce dernier problème. On commence par exposer les conditions d'investissement sous l'ancien paradigme des investissements planifiés (section 2.1). Le contexte de la libéralisation est ensuite introduit et le modèle théorique pour les décisions d'investissement est exposé (sections 2.2 et 2.2.1). Les limites de ce modèle sont alors discutées en se référant aux principaux risques liés aux revenus, aux coûts et à leur couverture

¹ Les marchés dans lesquels le prix marginal de l'électricité est la seule rémunération pour le capital investi sont aussi appelés les marchés *energy-only* (International Energy Agency, 2007).

² Ils présentent une bonne corrélation entre les risques sur les coûts d'entrants et le prix d'électricité.

³ Dans les années 1980 et 1990, les industries électriques ont été caractérisées par des capacités de production excédentaires. Peu d'investissements ont donc eu lieu depuis : on estime que seulement 32 GW de nouvelles capacités ont été ajoutés pendant la dernière décennie dans les trois pays figurant parmi les premiers à libéraliser leurs industries électriques : Angleterre et Pays de Galles (1990), Espagne (1997) et Italie (1999) (Glachant, 2008). La technologie dominante a été la turbine à gaz à cycle combiné (TGCC).

incomplète, ce qui témoigne de l'inaptitude organisationnelle des marchés dé-intégrés à produire un mix futur technologique plus optimal (section 2.3). Ainsi se justifie la discussion des différents arrangements verticaux comme moyens d'allocation du risque permettant non seulement l'adéquation des capacités mais également une diversification plus satisfaisante du futur mix technologique (cf. section 2.4).

2.1 Les décisions d'investissements dans un environnement planifié

Préalablement à l'introduction des réformes de l'industrie électrique, les investissements étaient le résultat d'une planification optimisée du système de production d'électricité au niveau national ou régional. Les entreprises étaient intégrées verticalement, assurant les quatre activités principales de la chaîne industrielle d'électricité : i) la production d'électricité, ii) le transport d'électricité sur les niveaux de haute tension (transport), iii) le transport sur les niveaux de basse tension (distribution) et iv) la commercialisation de l'électricité aux consommateurs finaux (fourniture) (Hunt et Shuttleworth, 1996). L'origine d'une telle intégration verticale de l'industrie électrique repose sur le souci de faire prévaloir l'intérêt public (Chao et al., 2005). Les industries énergétiques comme les autres industries de réseau (transport, communications, eau) ont été reconnues comme essentielles pour le développement économique. Par conséquent, l'objectif de la planification était de déterminer le bon niveau de capacité de production, le mix optimal des technologies de production, le *timing* des investissements et le retrait des capacités afin d'assurer que la satisfaction de la demande future soit assurée au coût minimal avec un niveau adéquat de fiabilité. La planification pour l'élargissement des capacités de production était menée avec des données fiables, abondantes et peu d'incertitude financière. En effet, la demande future et les prix futurs des combustibles fossiles constituaient les seules sources importantes d'incertitude dans le processus de prise de décisions

Pour décider du calendrier et du type de centrales à construire, on appliquait l'approche classique de minimisation du coût opérationnel et d'investissement cumulé et actualisé sur l'horizon de planification (Anderson, 1972). Les profits espérés des entreprises ne représentaient pas une source d'incertitude. Les prix au détail ont été fixés sur la base des nécessités et des coûts des entreprises électriques de telle façon qu'elles puissent les récupérer. La tarification de l'électricité se faisait dans la plupart des pays au coût moyen, y compris une marge bénéficiaire ou un taux de rendement juste et raisonnable rémunérant les capitaux investis. Les consommateurs n'avaient donc aucune incitation à reporter leur consommation au moment des pointes de demande. Se faisant, l'efficacité du système électrique était obérée par le phénomène des capacités oisives (*idle capacities*), lesquelles n'étaient utilisées qu'à de rares occasions (Marty, 2007). A l'inverse, la tarification au coût marginal, adoptée par exemple en France, évitait en grande partie cet écueil, en faisant payer à chaque consommateur ce que sa demande coûtait de manière additionnelle à la collectivité nationale (Boiteux, 1949)¹.

¹ Si le client consomme à un moment où le coût pour satisfaire de demande (e.g. les heures de pointe) est élevé pour l'entreprise, il payera un prix élevé ; s'il consomme à un moment où le coût de satisfaction de sa demande

La régulation des tarifs permettait d'amortir les investissements sur un nombre élevé d'années, le remboursement provenant de la vente au détail. Cette régulation constituait un cadre très propice pour obtenir du capital sur les marchés financiers à un coût faible et sans utiliser les fonds publics dans une optique de développement rapide de l'industrie. Cependant, les tarifs régulés soulevaient plusieurs difficultés : il fallait être en mesure d'estimer les coûts, mais surtout la valeur du capital investi. Il y avait de ce fait une asymétrie informationnelle entre le régulateur et le régulé (qui connaît ses coûts mais est amené à les surestimer). Il n'y avait surtout aucune incitation pour le régulé à réduire ses coûts puisque dans tous les cas il était assuré de les récupérer via le tarif réglementé¹ (Percebois, 1997). Ce mécanisme constituait souvent une incitation pour les entreprises à surinvestir dans les actifs en capital à cause de l'effet connu sous le nom d'Averch-Johnson (Averch et Johnson, 1962). Mais jusqu'au début des années 80, avant la restructuration, ces déficiences ont été considérées comme de second ordre par rapport aux avantages du monopole.

Dans cet ancien système de régulation, les marges importantes de réserves, souvent supérieures de 20 % à la demande de pointe, pouvaient être rencontrées avec des inefficacités conséquentes, liées à une sous-utilisation des capacités installées. Néanmoins, le surplus de la capacité de production était facilement supporté en raison de l'absence de risques de marché. Les seuls risques supportés par les entreprises régulées étaient les possibilités de décisions réglementaires défavorables de la part de la puissance publique et les risques technologiques (le coût et la durée de construction, les dépassements de coûts dus à une gestion médiocre des projets). Le niveau bas du risque permettait donc aux entreprises de lever du capital à faible coût, en favorisant souvent les projets intensifs en capital, tels que les centrales au charbon, les grandes installations hydrauliques et, plus tard, les centrales nucléaires.

2.2 Le contexte de libéralisation et les investissements

Le progrès technique a cependant remis en question l'existence systématique de rendements d'échelle aux divers stades de la chaîne qui va du producteur au consommateur. Il a également mis en évidence que la séparation des activités de transport et de production était possible à condition de pouvoir surmonter les difficultés institutionnelles à un coût de transaction raisonnable (Joskow et Schmalensee, 1983). Les activités de transport restent cependant dans une position comparable à

est faible (e.g. les heures creuses), il payera un prix réduit. La tarification au coût marginal déplace en partie la demande de pointe vers la base, permet d'élever le taux d'utilisation de l'ensemble des capacités installées et se traduit par une économie sur les investissements et la production de pointe.

¹ Ainsi, l'application de cette tarification conduit à des « subventions croisées », le consommateur captif payant pour le consommateur qui peut s'échapper. De fait, les subventions croisées sont largement mises en œuvre par les monopoles de réseau intégrés verticalement afin de refermer quelque peu l'éventail de prix qui résulterait d'un strict respect des coûts marginaux. La pratique veut que le service final soit vendu au-dessus de son coût alors que le prix d'utilisation de l'infrastructure (transport et distribution) est fixé en deçà ; ou encore, les consommateurs en heures creuses payent en partie pour les consommateurs en heures pleines ; les usagers des zones denses payent en partie pour ceux des zones dispersées : les clients professionnels payent en partie pour les clients domestiques. Ces distorsions sont considérées comme nécessaires à l'équilibre financier d'un service public efficient et comme des mécanismes de péréquation des services publics (Angelier, 2007).

celle de monopoles naturels et, par conséquent, devraient être régulées¹. En revanche, la production et la fourniture de l'électricité pourraient être progressivement ouvertes à la concurrence.

Les critiques adressées aux anciens monopoles privés ou publics intégrés, qui ont été accusés de dérive bureaucratique, de subventions croisées injustifiées ou de « capture », au sens de Stigler², des autorités de tutelle chargées de les contrôler, ont également favorisé le processus d'ouverture à la concurrence (Percebois, 2003, 2004a). Dans les pays en développement, la critique bureaucratique est le plus souvent mise en avant pour justifier l'ouverture à la concurrence et la privatisation de l'industrie du gaz et de l'électricité. En Europe, c'est davantage le souci de construire un « marché unique » qui prédomine.

Le marché commun européen, inscrit dans le traité de Rome de 1957, se concrétise progressivement et appelle une autre organisation des industries électriques nationales des Etats membres. Les directives européennes de décembre 1996 et de juin 2003 demandent à chaque pays membre de mettre en place un marché intérieur de l'électricité, là où fonctionnaient des quasi-monopoles publics, et d'établir des règles communes de fonctionnement en vue de la constitution à venir d'un marché électrique européen intégré (Directives 96/92/EC et 2003/54/EC). En général, la libéralisation nécessite une ou plusieurs étapes consécutives : la restructuration du secteur (en séparant les activités intégrées verticalement et en diminuant leur concentration horizontale), l'introduction de la concurrence dans la production et la fourniture, la réglementation incitative des réseaux de transport, l'établissement d'un régulateur indépendant et la privatisation, ou l'ouverture du capital³ (Newberry, 2002).

Dans l'ensemble de l'Union européenne, un marché intérieur concurrentiel de l'électricité se met progressivement en place depuis 1999-2000, et ce en quatre étapes (Percebois, 2004a) :

- 1) *l'accès au consommateur* : c'est d'abord l'éligibilité progressive des consommateurs, c'est-à-dire la possibilité pour chaque consommateur de choisir son fournisseur ; au 1^{er} juillet 2004 c'était le cas pour tous les professionnels et au 1^{er} juillet 2007 pour tous les consommateurs finaux ;
- 2) *l'accès aux « infrastructures essentielles »* : c'est simultanément la possibilité pour chaque fournisseur et chaque consommateur d'accéder aux "infrastructures essentielles" que

¹ Une industrie de réseau est une activité organisée sur une infrastructure lourde, c'est-à-dire une activité pour laquelle le montant des coûts fixes est relativement élevé par rapport à celui des coûts variables. Ce réseau aura souvent le caractère d'un "monopole naturel" car sa duplication aurait un coût exorbitant. L'existence de rendements d'échelle croissants (voire d'économies d'envergure) justifie la présence d'une seule entreprise (Percebois, 1997).

² Les monopoles concessionnaires de service public bénéficient d'asymétries d'information qui leur permettent de "capturer" le régulateur chargé de les contrôler (Stigler, 1971). Le régulateur ne dispose pas d'informations suffisantes pour contrôler valablement le monopole ; non seulement le contrôlé réagira au contrôle, mais il cherchera aussi à influencer les règlements et le comportement des contrôleurs. L'objectif pour le concessionnaire est de créer une situation protégée sous couvert de l'intérêt général. La "théorie de l'agence" insiste sur la difficulté à avoir des relations équilibrées entre le principal et l'agent et sur le fait que le régulateur finit souvent par prendre la défense des intérêts des agents qu'il est chargé de contrôler.

³ Cependant, l'ouverture du capital (partielle ou totale) ne constitue pas une exigence de Bruxelles. Elle relève de décisions nationales et s'explique largement par le souci d'accroître la compétition à travers la privatisation.

constituent les réseaux de transport et de distribution d'électricité, moyennant des péages régulés fixes selon des critères objectifs, transparents et non discriminatoires. Ces réseaux constituent des monopoles naturels et doivent être gérés par des opérateurs « indépendants » de l'opérateur historique ;

- 3) *l'accès à la ressource physique* : c'est ensuite, parfois, au niveau de certaines législations nationales, ou au coup par coup à la demande de la Commission européenne, l'obligation pour les opérateurs historiques de procéder à des "rétrocessions de capacité", ce qui revient à limiter la part de marché. L'accès des entrants à la ressource "puissance installée" peut se faire soit en installant des capacités nouvelles soit en rachetant aux enchères des capacités cédées par les opérateurs historiques, connu sous le nom de VPP (*virtual power plants*)¹ ;
- 4) *l'accès à la flexibilité* : l'ouverture à la concurrence, en multipliant le nombre d'opérateurs présents sur le marché, introduit une incertitude sur la part de marché de chacun et se traduit par une volatilité plus grande de l'électricité. Il faut donc du même coup faire appel à des mécanismes d'ajustement de l'offre et de la demande, ce qui revient à créer des marchés *spot* dans lesquels chacun pourra intervenir. Le développement de ces marchés *spot* s'accompagne alors inéluctablement de la mise en place de mécanismes de couverture des risques via les marchés financiers de produits dérivés (*forwards, futures et options*).

Le but recherché avec l'adoption de cette nouvelle organisation est d'abaisser les coûts, d'accélérer les changements techniques, de transférer les baisses de coûts et les améliorations techniques aux consommateurs. Ces derniers devraient ainsi connaître une réduction des prix et une meilleure qualité du service rendu (Angelier, 2007). Compte tenu de l'importance d'une nouvelle vague d'investissement dans un futur proche et des trajectoires d'émissions consécutives, la section suivante analyse l'encadrement des investissements de production dans un marché électrique concurrentiel du type de celui recherché par les autorités européens.

2.2.1 Les décisions d'investissement dans un modèle du marché

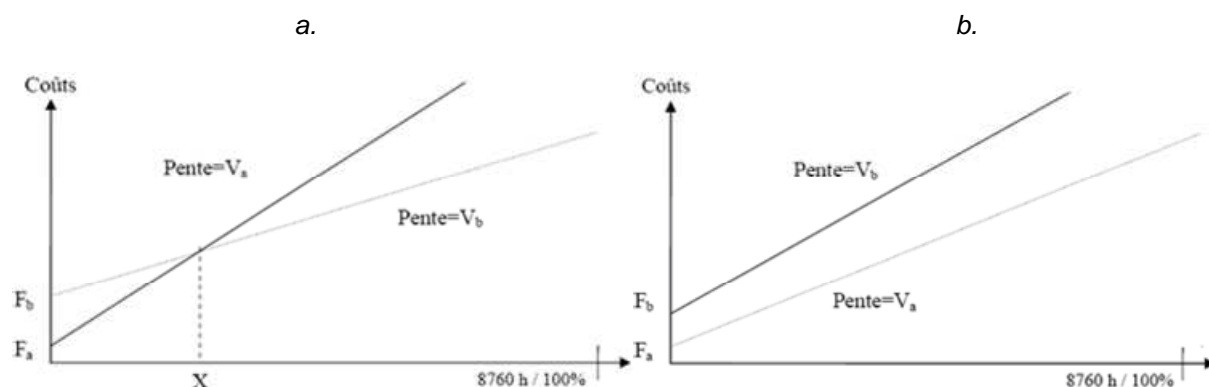
En théorie, sur un marché de l'électricité en concurrence, le prix *spot*, qui équilibre l'offre et la demande d'électricité pour une période donnée (heure, demi-heure, etc.), envoie des signaux et donne des incitations qui permettent un investissement optimal sur le court et le long terme (Caramanis, 1982). Si le *dispatching* est optimal, alors les coûts marginaux sont supérieurs aux coûts variables moyens d'exploitation. Les prix doivent permettre aux producteurs de gagner des revenus nets qui soient supérieurs aux charges d'exploitation et la différence doit leur permettre de récupérer leurs charges de capital. Les investissements sont faits jusqu'à ce que le dernier MW investi perçoive un revenu net dont la valeur actualisée est égale au coût incrémental du nouvel investissement. Un

¹ Les centrales virtuelles (VPP) correspondant à des droits de tirage pour la quantité de puissance acquise lors des enchères. Le prix atteint par l'enchère est celui d'une prime fixe mensuelle (par MW) pendant habituellement 2 à 36 mois. Il donne droit d'appeler la centrale lorsque l'acquéreur le souhaite afin de vendre les kWh produits à ses clients ou sur le marché *spot*.

système électrique optimal doit permettre aux producteurs de dégager des revenus nets égaux aux charges de capital et d'exploitation (Schweppe et al., 1988)

Le processus de décision d'investissement commence par une comparaison des coûts des différents moyens de production à travers la détermination du mix optimal. Les courbes de « screening » sont une méthode simplifiée qui permet de comprendre les variations du coût total d'une centrale en fonction de sa durée de fonctionnement annuelle. Elles permettent de déterminer la durée optimale de fonctionnement pour les différents moyens de production en fonction de leurs coûts fixes et variables. L'ordonnée à l'origine de la courbe de coût correspond aux coûts fixes de l'unité de production et la pente sur les coûts variables.

Graphique 6 : Les courbes de « screening »



Source : d'après Hunt, 2002

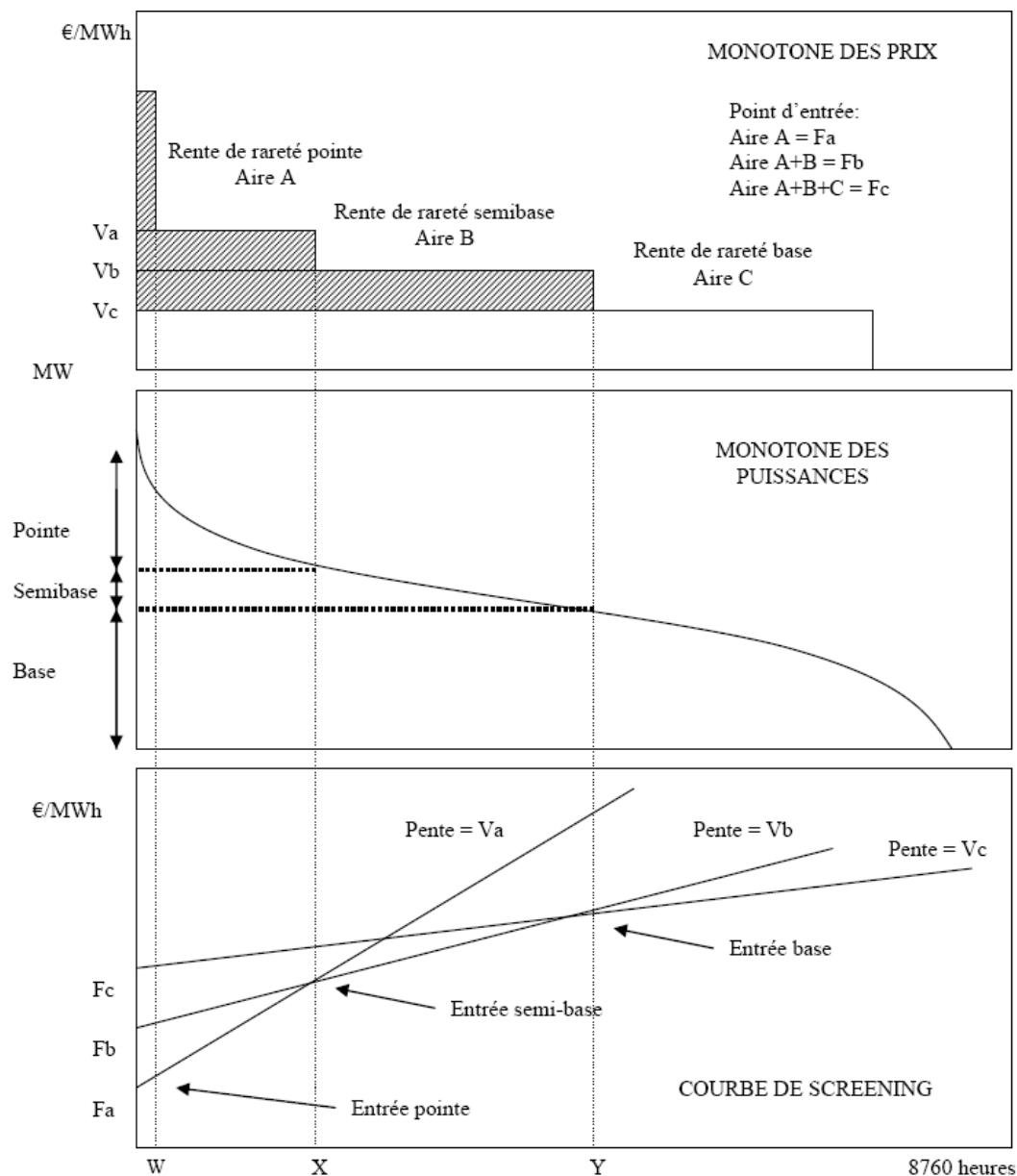
Le Graphique 6a illustre les périodes optimales de fonctionnement pour deux technologies. Une technologie à coûts fixes faibles, F_a , et à coûts variables élevés, V_a , et une technologie à coûts fixes élevés, F_b , et à coûts variables faibles, V_b . La durée de fonctionnement de « coupure » est située à l'intersection entre les deux courbes de coût total. Il apparaît en effet plus économique de faire fonctionner les unités avec des coûts (F_a, V_a) jusqu'au point X et les unités avec des coûts (F_b, V_b) au-delà de ce point. Si une technologie ne doit jamais fonctionner, elle doit être éliminée des courbes de « screening ». On dit que cette technologie est dominée (elle a des coûts fixes et variables supérieurs à une autre technologie). Le Graphique 6b montre un exemple de technologie dominée. La technologie avec des coûts (F_b, V_b) est dominée sur toutes les durées d'utilisation, il n'y a pas d'intersection entre les deux courbes de coûts.

Dans une approche « pure » par le marché, la demande est suffisamment élastique aux prix pour que les consommateurs réduisent leur consommation quand les prix augmentent. L'offre et la demande sont toujours en équilibre. Si le marché permet d'éviter les défaillances en rationnant les consommateurs par le jeu des prix, le système ne connaît aucun problème de fiabilité. La capacité optimale est déterminée par la valeur que les consommateurs accordent au service fourni durant les heures de pointe où les prix sont très élevés, les investissements nécessaires étant alors réalisés en conséquence.

2.2.1.1 La décision d'investissement

Le Graphique 7 décrit le processus de décision d'investissement relatif à différents types de centrales, en utilisant des monotones de puissances et de prix employées fréquemment dans l'industrie électrique. Une monotone des puissances (*load duration curve*) et une monotone des prix (*price duration curve*) peuvent être construites pour une région donnée en triant les 8760 demandes horaires d'une année de la plus haute à la plus basse. Elles indiquent la durée et le prix pendant laquelle la demande dépasse un certain niveau (X heures ou bien X % du temps total soit 8760 heures).

Graphique 7 : La décision d'investissement sur un marché en concurrence



Source : d'après Hunt, 2002

La décision d'investissement dans une centrale de pointe (e.g. centrale de gaz)

Une centrale à coûts fixes F et coûts variables V sera économique tant que la rente de rareté¹ collectée est suffisante pour couvrir ses coûts fixes et ses coûts variables.

Une centrale de pointe avec des coûts fixes F_a et des coûts variables V_a , sera économique si la rente de rareté collectée durant les heures d'extrême pointe (« super-peak », W) est suffisante pour couvrir les coûts fixes F_a et les coûts variables V_a . C'est-à-dire quand :

$$\text{Rente de rareté} = (P - V_a) * (W) = F_a.$$

avec P le prix durant ces heures de pointe² qui indique la quantité de centrales de pointe : $P * (W) = F_a + V_a * (W)$

La décision d'investissement dans une centrale de semi base (e.g. centrale de charbon)

Des unités additionnelles de pointe vont être construites jusqu'au niveau (X heures) où les centrales de semi base sont attirées dans le marché (leur rente de rareté est suffisante pour couvrir leurs coûts fixes F_b). Comme V_a devient le prix durant la période de temps où la centrale de pointe devient la centrale marginale, la rente de rareté est :

$$\text{Rente de rareté} = F_a + (V_a - V_b) * X = F_b.$$

Donc le point d'entrée pour une centrale de semi base est : $F_a + V_a * X = F_b + V_b * X$.

La décision d'investissement dans une centrale de base (e.g. centrale nucléaire)

Les centrales de semi base seront construites jusqu'au niveau (Y heures) où les centrales de base deviennent viables. Les investisseurs en base procéderont à une analyse de la rentabilité pour évaluer si la rente de rareté collectée sur la période où les centrales de pointe et les centrales de semi base sont les centrales à la marge peut couvrir leurs coûts fixes.

$$\text{Rente de rareté} = F_b + (V_b - V_c) * Y = F_c,$$

et le point d'entrée pour une centrale de base est : $F_b + V_b * Y = F_c + V_c * Y$

Quand le parc de production inclut la bonne quantité de chaque type d'unité (base, semi base et pointe), ces dernières récupèrent exactement la somme de leurs coûts fixes et de leurs coûts variables. S'il y a trop de capacités de pointe relativement aux capacités de base, les prix seront élevés pour une fraction prolongée de temps dans l'année. Ceci crée et augmente les gains pour les capacités de base au-dessus de leurs coûts, en envoyant le signal que plus de capacité de base sont

¹ La rente de rareté ou infra marginale est le profit à court terme calculé comme une différence entre les revenus et les coûts opérationnels. Pour une discussion plus élaborée sur la définition de ces termes dans le contexte des marchés électriques, voir Stoft (2002).

² Le modèle théorique suppose que la demande est suffisamment élastique au prix pour que toute défaillance soit évitée.

nécessaires (cf. Green, 2008). Les prix spot doivent refléter les déséquilibres du mix pour envoyer un signal aux investisseurs comme nous le montrons dans la section suivante.

2.2.1.2 Le signal prix

Le prix spot fournit une information sur le futur par rapport au coût marginal de long terme. Quand la capacité de production est insuffisante, les prix spot vont avoir tendance à être fréquemment élevés et, selon Schweppe et al., (1988) vont donner un signal aux consommateurs. Une variation de la demande ou des prix des combustibles se reflétera dans les prix spot pour signaler aux investisseurs le besoin pour des investissements additionnels en capacité de production. Par exemple, en partant d'une situation d'optimalité du mix, une augmentation des prix du gaz ou des prix du CO₂ va créer une rente en faveur des centrales nucléaires (dont la capacité reste inchangée).

Un marché concurrentiel envoie donc un signal sur le court terme qui doit refléter les déséquilibres du mix de production. Ce signal prend la forme d'une rente ou d'une perte et doit indiquer aux investisseurs les besoins (ou les surplus) d'investissement. Sur le plus long terme, les investisseurs doivent avoir des incitations à corriger les déséquilibres du mix afin d'obtenir un équilibre de long terme où le coût marginal de court terme (CMCT) est égal au coût marginal de long terme (CMLT). Le CMCT se réfère au coût de la production incrémentale (coûts proportionnels), alors que le CMLT se réfère au coût incrémental de production sur une longue période, c'est-à-dire incluant les coûts fixes, mais actualisé. Schweppe et al., (1988) ont montré que les conditions pour obtenir un investissement optimal, du point de vue de la société, sont caractérisées par la règle suivante : les investissements sont faits jusqu'à ce que le dernier MW de capacité d'investissement récupère un revenu espéré dont la valeur actuelle est égale au coût d'investissement. Selon les auteurs, s'il n'y a pas d'économies ou de déséconomies d'échelle – le coût d'investissement par MW de capacité ne varie pas avec la capacité totale installée – la condition d'investissement optimal garantit que chaque unité de capital génère suffisamment de revenus pour couvrir ses coûts d'investissement. Sur le long terme, le coût marginal de court terme est égal au coût marginal de long terme actualisé.

2.2.2 L'allocation des risques

Dans le cadre idéal du marché électrique décentralisé (cf. Joskow et Schmalensee, 1983 ; Schweppe et al., 1988) l'articulation court et long terme est supposée assurée par les prix sur les différents marchés (énergie, services annexes). Les prix de marché de l'électricité, comme ceux des marchés annexes (capacités de réserves, ajustement), sont supposés envoyer les bons signaux pour des investissements assurant un développement ajusté des capacités. Dans un modèle référentiel, le producteur indépendant (*merchant producer*) caractérisé par une aversion limitée au risque possède un portefeuille de technologies et vend son électricité sur le marché de court terme. Dans ce contexte, Chao et al., (2005) soulignent trois aspects liés à l'efficacité de la gestion du risque le long de la chaîne des activités :

- *Premièrement*, l'intégration antérieure verticale des entreprises qui assurait un mécanisme d'assurance le long des activités peut être remplacée par les contrats bilatéraux entre les producteurs et les fournisseurs (ou les grands consommateurs), ces contrats étant facilités par les marchés organisés pour l'échange spot. Les décisions d'investissements et le choix technologique ont lieu sur la base du prix de l'électricité sans interférences réglementaires ;
- *Deuxièmement*, les producteurs peuvent acquérir du capital en des termes comparables directement sur les marchés financiers sans assurance sur la récupération de coût ;
- Troisièmement, en plus des contrats physiques à terme, le développement rapide et adéquat des marchés pour les instruments financiers fournit tous les moyens de couverture des risques pour les producteurs, les fournisseurs et les consommateurs. De plus, les marchés à terme présentent une fonction informationnelle importante sur les fondamentaux du marché et les avantages de revenu pour investir dans le futur. Nous verrons par la suite que ceci est loin d'être vérifiée sur les marchés électriques actuels.

Nous discutons ensuite les limites du modèle théorique en termes d'envoi du bon signal aux investisseurs et des imperfections concernant la couverture des risques, ce qui contribue au développement inadapté du mix technologique dans les marchés électriques.

2.3 Les limites de modèle du marché pour développer un mix technologique optimal

Le changement fondamental qui affecte la valeur de l'investissement dans les marchés libéralisés est l'incertitude sur les prix de l'électricité, donc, des revenus futurs pour les investisseurs (International Energy Agency, 2003). De plus, la capacité des opérateurs à vendre l'électricité dépend de leur aptitude à diminuer les coûts de production en deçà de ceux de leurs concurrents, *i.e.* de leur capacité à être compétitif. Contrairement aux décisions prises dans un environnement régulé, les décisions des acteurs dans un marché libéralisé sont guidées par les signaux de prix et par une prévision imparfaite des conditions futures du marché analysés dans cette section. L'expérience confirme que, dans ces conditions, les producteurs privilégient les équipements moins intensifs en capital, à temps de réalisation court et de taille plus petite (e.g. les centrales à gaz), alors qu'ils délaissent les équipements plus capitalistiques (e.g. les centrales nucléaires ou au charbon) (cf. Glachant, 2008). Or, comme il est montré dans la section précédente, dans un mix technologique caractérisé par un manque en équipements en base, le prix marginal sera excessivement élevé pendant une fraction de temps importante dans l'année, et ceci au dépend du surplus social : la perte des consommateurs étant plus élevée que le supplément de profit net des producteurs (Finon et Perez, 2008). Ainsi, afin de réaliser les objectifs climatiques, le recours à des équipements plus intensifs en capital, comme les centrales nucléaires ou encore les centrales thermiques avec la CSC, pourrait être nécessaire.

Avant de discuter des limites du modèle d'investissement en situation de concurrence, nous exposons les profils des risques et des coûts des différentes technologies de production existantes¹. Ces profils peuvent influencer le mix de production d'électricité, la gamme des technologies, et les stratégies pour leur développement et leur fonctionnement. Par souci de simplification, nous laissons de côté certains risques spécifiques impliquant les risques de régulation et environnementaux qui dépendent principalement des politiques gouvernementales et peuvent être limités par les politiques et par un cadre réglementaire crédibles et clairement définis. A travers le *design* des marchés et des régulations des réseaux, les régulateurs déterminent également le cadre dans lequel les firmes concurrentielles opèrent. Nous nous concentrons sur un ensemble réduit des risques économiques qui doivent être gérés par les agents privés qui font les investissements : le risque de prix et de volume d'électricité et le risque de prix du combustible (cf. Tableau 2).

Tableau 2 : Les caractéristiques des coûts et des risques des différentes technologies

Technologie	Taille d'unité	Temps de mise en œuvre	Part des coûts du capital	Part des coûts du combustible	Coût de CO ₂	Risque de prix du combustible	Risque réglementaire sur les coûts de construction
Turbine à gaz (100 MW)	Très petite (€20 millions)	Très court	Basse	Très élevée	Moyen	Très élevée	Bas
TGCC (400-600 MW)	Petite (€100-200 millions)	Court	Basse	Elevée	Moyen	Elevée	Bas
Charbon (2*700 MW)	Large (€700-1000 millions)	Long	Elevée	Moyenne	Elevé	Moyenne	Elevé
Nucléaire (1500 MW)	Très large (€2-3 milliards)	Long	Très élevée	Basse	Zéro	Basse	Elevé
Parcs éolien (200 MW)	Moyenne (€300 millions)	Moyen	Très élevée	Zéro	Zéro	Zéro	Moyen

Note : Les émissions CO₂ font partie de processus de combustion seulement

Source : adapté à partir d'International Energy Agency, 2007 ; Finon et Perez, 2008

Certaines conclusions, qui sont davantage élaborées dans les sections suivantes, peuvent être soulignées à partir du Tableau 2 :

- la production d'électricité à partir du gaz présente des coûts de capital faibles, ce qui réduit l'exposition financière, et une production assez flexible d'électricité. En plus, quand le prix du gaz augmente, les centrales à gaz ont tendance à devenir des technologies marginales sur le marché électrique et fixent donc le prix marginal d'électricité pour une part importante de l'année. Cela révèle deux effets opposés : une bonne corrélation entre le prix du gaz et le prix de l'électricité durant une part de l'année et, inversement, si l'investissement était dédié pour fournir l'électricité de base, le risque de faillite apparaît quand l'équipement est appelé moins souvent dans le cas d'augmentation importante de prix de gaz ;
- en revanche, les centrales à charbon sont très capitalistiques, mais le coût du combustible est relativement bas ainsi que sa volatilité. Ces centrales sont plus exposées au risque financier

¹ Les termes « incertitude » et « risque » sont souvent utilisés d'une manière interchangeable. Knight (1921) a été le premier à distinguer entre le risque mesurable et l'incertitude non mesurable. En s'appuyant sur les définitions de Knight, Barbier et Pearce (1990) notent que le risque représente les probabilités quantifiables, alors que l'incertitude renvoie au contexte dans lequel les probabilités sont inconnues. Le risque peut donc produire un résultat positif ou négatif. Cependant, l'utilisation fréquente du risque met en perspective seulement les mauvais résultats. Dans la thèse, le risque représente la probabilité de résultats négatifs et, donc, des coûts impliqués. L'incertitude réfère aux facteurs qui influencent les résultats des décisions, mais qui ne sont pas connus au moment de la décision.

dans la mesure où elles doivent rembourser le capital sur la base du volume d'électricité vendu et du prix d'électricité. Le coût initial de capital est également très important pour le nucléaire et les renouvelables. Avec un coût important en capital, les petits changements de revenu peuvent avoir de grands effets sur la rentabilité. La nécessité de la gestion du risque est donc plus élevée pour ces technologies par rapport aux technologies au gaz qui présentent un ratio bas de coût d'investissement et de capital.

Pour résumer, les investissements capitalistiques (charbon, nucléaire, hydraulique, renouvelables) sont très dépendants de l'évolution du prix de l'électricité et sont à ce titre exposés au risque financier, alors que les centrales à gaz bénéficient d'une corrélation entre le prix du combustible et le prix de l'électricité, mais elles restent sensibles au risque de prix du combustible si elles doivent être utilisées pendant une fraction importante de l'année.

2.3.1 Le risque de prix de l'électricité

La libéralisation du secteur électrique a entraîné une modification des modalités de vente et d'achat de l'électricité. En dehors des ventes au tarif, la plus grande partie des transactions se fait de gré à gré (*over the counter, OTC*) sous forme contractuelle, par définition non publique (Chevalier et Percebois, 2007). En parallèle, il existe des marchés organisés, des bourses électriques, qui sont des lieux d'échange et de négociation du *produit électricité* qui s'achète et se vend comme n'importe quelle matière première. Selon la période de livraison, l'électricité peut être négociée sur les marchés spot (principalement les contrats passés la veille pour la livraison le jour suivant) et à terme (le négoce est pour la livraison hebdomadaire, mensuelle, trimestrielle ou annuelle)¹. Les principales bourses européennes sont le Nordpool (Scandinavie), EEX (Allemagne), APX (Pays-Bas), Powernext (France), OMEL (Espagne) (cf. Reinaud 2007). Le rôle de ces bourses est important car le prix affiché est souvent pris comme référence pour établir les prix retenus dans des contrats bilatéraux. Il existe aussi des marchés à très court terme, dits marchés d'ajustement (*balancing markets*) sur lesquels les gestionnaires de réseau peuvent acheter des kilowattheures pour assurer l'équilibre. Il existe enfin les marchés de capacité pour la production et le transport (Chevalier et Percebois, 2007).

Sur les deux plateformes, OTC et bourses, les prix spot sont fixés quand la demande et l'offre parviennent à s'accorder. En principe le prix est déterminé : (i) soit par le système de prix uniformes² ou de l'offre marginale (e.g. NordPool), (ii) soit d'une façon bilatérale par le système de prix « *Pay as Bid* » où chaque offrant est rémunéré selon son offre et non selon la valeur de la dernière offre retenue³. En théorie, dans les marchés parfaitement concurrentiels, les niveaux des prix formés au travers de ces deux méthodes devraient être équivalents puisque les acteurs économiques peuvent

¹ Les contrats standardisés à terme sur les bourses sont nommés les *futures*.

² Les acheteurs et les vendeurs soumettent leurs prix à l'achat et à la vente pour chaque heure et le marché est clôturé à l'équilibre de la demande et de l'offre. Les acheteurs avec les offres supérieures au prix d'équilibre payent ce prix, et les vendeurs avec les offres inférieures au prix d'équilibre sont payés ce même prix. Les enchères se produisent quotidiennement et dans la journée (Cramton et Stoft, 2006).

³ Il faut remarquer que l'échange bilatéral n'est pas limité aux marchés OTC. Par exemple, l'échange bilatéral organisé est employé dans le NETA (*New Electricity Trading Arrangement*) au Royaume-Uni.

arbitrer entre l'utilisation de différentes plateformes. Les corrélations fortes entre les deux prix se confirment en effet dans la pratique (cf. Reinaud, 2007). Comme évoqué auparavant, la raison principale est que le prix du marché est souvent pris comme référence pour les contrats OTC¹.

Dans les marchés spot organisés avec les enchères à prix uniforme, les prix sont construits sur la base de l'ordre de mérite (Cramton et Stoft, 2006). On commence par exemple par les éoliennes et centrales au fil de l'eau à coût bas, puis à coût plus élevé, on passe au nucléaire, ensuite au charbon, au gaz, au fioul et à l'hydraulique de stockage. Les prix spot sont alors fixés par un modèle d'équilibre où les courbes de demande et d'offre sont confrontées pour le jour d'après. L'ordre de mérite diffère d'un pays à l'autre et peut changer dans le temps. Normalement, les grandes centrales hydrauliques sont les sources énergétiques les plus concurrentielles suivies par les centrales nucléaires. La concurrence des unités au charbon par rapport à celles au gaz dépend essentiellement de l'efficacité des centrales, des coûts des combustibles et, depuis le lancement du système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE), des prix du carbone et de la méthode d'allocation des permis examinés dans le Chapitre II. Cependant, il est souvent reproché aux marchés de gros « de ne pas être "représentatifs", en raison de leur faible poids dans les volumes totaux et aussi parce que l'utilisation des bourses n'est pas obligatoire en Europe (sauf en Espagne), ce qui empêche la formation des prix spot en fonction de l'ordre de mérite collectif². Ainsi, les asymétries d'information en raison du manque de transparence sur les capacités disponibles (sur le réseau de transport et les interconnexions), sur les fondements de la détermination des prix de gros pour établir des prévisions de production ou des prévisions de consommation et de stocks, peuvent conduire à des stratégies de prix dont le niveau est supérieur à celui des coûts marginaux (Clastres et Locatelli, 2009).

2.3.1.1 Une volatilité intrinsèque des signaux de prix

La volatilité des prix spot est inhérente aux marchés électriques pour au moins deux raisons (Finon et Pignon, 2006) :

- (1) la demande sur les marchés de gros est fortement inélastique au prix, au moins à court terme³,
- (2) la non-stockabilité de l'électricité (hormis l'eau pour certaines installations de production hydraulique) entraîne la nécessité d'un équilibre en temps réel entre l'offre et la demande.

Ces deux caractéristiques favorisent des variations fréquentes et importantes des prix, en particulier lorsque la quantité demandée approche les limites des capacités de production, l'offre étant

¹ Les prix OTC et les prix dans les bourses sont similaires et, dans la thèse, la distinction réelle n'est pas prise en compte. Cependant, la légitimité de l'utilisation du prix de l'électricité comme indicateur représentatif de tous les échanges est discutable. Dans certains pays européens, les transactions sur les échanges représentent une fraction faible de la consommation totale d'électricité.

² Dans l'ensemble, le volume de l'électricité, représentant le coût de production, échangé sur le marché de jour d'après dans l'Europe continentale peut représenter moins de 5% de la demande totale (Reinaud, 2007).

³ Cette inélasticité est atténuée dans le cas des industriels gros consommateurs d'électricité qui peuvent réagir aux signaux-prix envoyés par le marché en ajustant partiellement leur demande à certaines heures.

fortement inélastique. L'absence de stockage empêche également les vendeurs et les producteurs de mieux répartir la consommation et la production dans le temps. En plus, les contrats bilatéraux à terme (pour la livraison physique) limitent d'une manière régulière les volumes échangés sur les marchés spot, ce qui a pour effet d'assécher les marchés de gros et d'accroître d'autant plus la volatilité des prix puisque les ajustements se font sur des volumes plus réduits (Chevalier et Percebois, 2007).

Une forte volatilité des prix spots (entre des jours comparables, selon les aléas), surtout en situation tendue, a été observée dans tous les marchés de gros de l'électricité. Un exemple portant sur les quatre marchés européens est présenté dans le Tableau 3. Il convient de noter que la volatilité des prix de l'électricité est bien plus élevée sur le marché français que sur le marché scandinave. Ce phénomène provient de la différence de nature de ces deux marchés. Pownext n'est encore principalement qu'un marché d'équilibrage des positions physiques (permettant pour chaque intervenant de réaliser l'adéquation entre ses engagements contractuels et les flux d'énergie effectivement échangés). Au contraire, le NordPool est un marché à part entière au travers duquel s'échange une partie importante de l'approvisionnement électrique. Cette plus forte profondeur du marché explique la plus faible volatilité des cours (Chevalier et Rapin, 2004).

Tableau 3 : La volatilité du prix du marché

	France / Powernext	Allemagne / EEX	Pays-Bas / APX	Scandinavie / NordPool
Volatilité journalière*	61.4%	50.2%	125.6%	6.4%
Prix min (€/MWh)	4.9	3.1	6.8	10.9
Prix max	310.4	163.5	660.3	114.6
Prix moyen	25.1	26.0	38.2	31.0

*La volatilité journalière est appréciée par l'écart type des taux de variation absolus pour la période allant du 1er janvier 2002 au 31 décembre 2003

Source : Chevalier et Rapin, 2004

Si l'élévation des prix de l'électricité devrait stimuler les investissements, leur forte volatilité les décourage au contraire dans la mesure où les flux de revenus futurs sont marqués par une forte variabilité et une incertitude radicale (Marty, 2007). En plus, la volatilité n'est pas simplement le fait des « marchés dans l'enfance », un phénomène transitoire appelé à disparaître au fur et à mesure que les marchés gagneront en profondeur. Elle s'avère une caractéristique pérenne des marchés électriques libéralisés et constitue un réel frein à l'investissement des firmes. Ainsi, elle peut brouiller les signaux de prix, car les investisseurs ignorent si les prix pourront se maintenir suffisamment longtemps à un niveau élevé pour couvrir les coûts, et susciter des craintes d'interventions publiques, notamment sous la forme de plafonnement des prix¹.

Le plafonnement des prix (*price cap*) peut être nécessaire pour protéger les consommateurs contre la surfacturation (Hobbs et al., 2001 ; Stoft, 2002). Si les consommateurs ne sont pas impliqués

¹ La volatilité de prix elle-même entraîne donc le risque de régulation, au moins jusqu'à ce que l'expérience suffisante soit atteinte avec les marchés libéralisés pour que les investisseurs sachent s'ils devraient s'attendre ou pas à l'intervention politique et réglementaire (Oren, 2000).

dans la fixation du prix en temps réel, il peut se trouver qu'ils payeront plus que « la valeur de la défaillance » (VOLL)¹. Cependant, le plafonnement des prix devrait être déterminé prudemment pour ne pas réduire les incitations à l'investissement². En effet, si un plafond de prix faible est fixé, les rentes de rareté, indispensables à l'amortissement de l'investissement, ne pourraient pas être perçues. La valeur actuelle nette de l'investissement peut donc être limitée et conduire à des situations d'attente en raison de l'incertitude sur la rémunération des capacités (Marty, 2007). En revanche, un *price cap* élevé peut conduire à des choix de sous-investissement pour exercer un pouvoir de marché et faire monter les prix jusqu'au plafond.

La volatilité peut donc potentiellement décourager des investissements pourtant socialement nécessaires, notamment du fait de facteurs tenant à l'aversion au risque des agents économiques ou à l'imperfection des marchés financiers discutés dans la section 2.3.4 (Joskow, 2006).

2.3.1.2 Le pouvoir du marché

Le signal-prix serait encore moins approprié en présence d'un pouvoir de marché sur les marchés de l'électricité. Les soudaines hausses de prix, qui devraient fournir des incitations à l'investissement dans un marché *energy-only*, peuvent être manipulées si l'élasticité-prix de la demande est limitée comme le souligne Green (2001) :

« on a market on which consumers cannot react to prices in a situation of severe capacity tension, there are no limits to the prices that the producers can fix when a shortfall appears. »

Quand des hausses soudaines de prix se produisent, l'incitation est forte à retenir la capacité de production, comme cela s'est manifesté pendant la crise de l'électricité en Californie (Joskow et Kahn, 2001). En offrant moins de capacité de production sur les marchés, les producteurs peuvent donc augmenter les prix d'une manière importante (Stoft, 2002). L'abus de pouvoir de marché par les firmes ou les ententes anticoncurrentielles s'avère plus facile dans des marchés centralisés sous forme de *pool* (Green, 2004)³. Il faut d'ailleurs noter que le NordPool scandinave, fonctionnant selon ce mécanisme, soulève des polémiques en raison de suspicions de manipulation des cours.

Sikorzewski (2003) montre que la manipulation des marchés est d'autant plus probable que la structure industrielle est non concurrentielle. Notons que les marchés de l'électricité sont potentiellement sensibles aux manipulations en raison de leur structure oligopolistique et de l'opacité importante concernant les transactions (European Commission, 2007a). Pour Mayhew (2000), la

¹ La valeur monétaire que le consommateur attribue à la dernière unité d'énergie consommée.

² Le plafonnement de prix devrait être égal à la valeur moyenne de la défaillance (VOLL) puisqu'à ce prix les consommateurs devraient, en moyenne, être indifférents de recevoir ou pas l'électricité (De Vries et Neuhoff, 2003). Les estimations indiquent que le VOLL est environ deux fois plus élevé que le prix de l'électricité régulier. Des estimations plus précises sont difficiles à obtenir à cause de la diversité des méthodes utilisées pour mesurer le VOLL qui aboutissent à des résultats très variés (voir Ajodhia et al. 2002).

³ Ces aspects ont constitué les raisons principales à l'abandon du *pool* anglais au profit du NETA (*New Electricity Trading Arrangement*) en Angleterre en 2001.

probabilité de manipulation est forte sur ces marchés et les pics de prix pourraient parfois s'expliquer par les positions sur le marché à terme conjuguées à des rétentions de capacité.

La manipulation des prix peut avoir plusieurs conséquences. Premièrement, cela conduit évidemment à des transferts importants de revenu des consommateurs vers les producteurs. Deuxièmement, cela peut saper la fiabilité (*reliability*) du système. Et, enfin, troisièmement, il devient difficile de savoir si les hausses des prix sont des indicateurs réels de la rareté où si elles sont le résultat du pouvoir de marché ou encore des couplages des marchés. De manière similaire, la présence des tarifs régulés pour protéger les consommateurs ne permet pas de révéler aux opérateurs du marché les réelles dispositions à payer lors de la pointe de demande, ce qui dégrade d'autant plus la qualité des signaux pour de nouveaux investissements¹. En examinant les degrés de concentration² sur les différents marchés de l'électricité, l'enquête sectorielle sur les marchés européens de l'énergie menée par la Commission souligne que les prix spot semblent être manipulés dans plusieurs pays européens³.

Pour résumer, on peut rappeler que le prix de l'électricité joue un rôle essentiel pour déterminer les investissements et pour signaler les types et les quantités de capacités dont le marché a besoin. Néanmoins, sa formation reste « peu représentative » des conditions du marché et vulnérable à des manipulations. Ainsi, la non-stockabilité de l'électricité et la non-élasticité instantanée de l'offre et de la demande rendent le prix extrêmement volatil, caractéristique qui non seulement complique la perception du bon signal pour l'investissement, mais décourage en général les investissements dans la mesure où les flux de revenus sont incertains. La volatilité excessive du prix de l'électricité augmente le risque financier, comme discuté ci-dessous. Le rôle des garanties financières analysées dans la section 2.3.4 devient donc important pour assurer les investissements.

¹ Dans la plupart des pays européens (19), les prix de l'électricité restent régulés dans au moins un segment du marché ouvert à la concurrence (ERGEG, 2007).

² Le degré de concentration est généralement mesuré par les parts de marché et des indices de concentration de type de Hirshman-Herfindahl (HHI), qui est la somme des carrés des parts de marché de toutes les firmes présentes sur un marché donné (le marché pertinent). Plus le chiffre est élevé, plus le marché est concentré. Le HHI d'un monopole est de 10 000 (100x100).

³ En analysant si les opérateurs ont un pouvoir de marché et peuvent éventuellement influencer les prix, l'enquête sectorielle sur les marchés européens de l'énergie menée par la Commission depuis 2005 examine deux produits spécifiques (le contrat à terme *year ahead* et les prix spot ou du jour d'après) sur les plateformes des courtiers et sur les bourses (European Commission, 2007a). En indiquant les parts des principaux acheteurs et vendeurs séparément sur les marchés respectifs, l'enquête montre que le niveau de concentration dans les échanges à terme est inférieur (excepté en Belgique) à celui dans les échanges spot. Compte tenu des nombreuses transactions qui ont lieu sur les marchés à terme, les affiliés des opérateurs principaux sur n'importe quelle plateforme représentent habituellement entre 30 et 40 % de toutes les ventes et entre 20 et 30 % de tous les achats. Les cinq premiers acteurs du côté vente sont habituellement les cinq premiers du côté achat, bien que dans un ordre différent. Néanmoins, l'analyse de qui détermine le prix d'équilibre sur certaines bourses de l'électricité indique que des possibilités existent pour influencer les prix spot directement par des prix d'offre excessifs en Italie, en Espagne et au Danemark. Les possibilités pour changer les prix peuvent également exister dans les autres marchés européens.

2.3.2 Le risque financier

Le risque et le rendement sont les facteurs fondamentaux dans les décisions de financement du secteur privé : combien prêter, à qui, pourquoi ou combien investir dans une compagnie ou un projet (Hamilton, 2006) ? De façon générale, le financement peut être de deux origines, la dette et les fonds propres (Van Aalst, 2004). Le fournisseur de la dette (e.g. banque) prête l'argent aux compagnies en échange d'un remboursement négocié au taux prédéterminé pour une durée de temps donnée. Le risque crédit est alors un déterminant clé du coût de la dette – les compagnies ou les projets qui sont jugés hautement solvables auront des remboursements plus faibles (taux d'intérêt plus bas) que les compagnies ou les projets qui présentent des risques significatifs de détresse financière.

Les investisseurs en fonds propres (généralement les compagnies d'électricité elles-mêmes au nom de leurs actionnaires) ont droit à une part des profits une fois la dette de l'emprunt remboursée. Le but de ces investisseurs est d'estimer les rendements ajustés au risque et d'évaluer leur proportionnalité avec les risques qu'ils prennent. Etant donné qu'il n'y a pas de niveau garanti pour le rendement, les risques pour les investisseurs en fonds propres sont élevés, et les rendements qu'ils escomptent sont ainsi plus larges. Dès lors, dans la perspective du développeur du projet, le fond propre est une forme plus coûteuse de financement que la dette (Brealey et Myers, 2000).

A cause d'un coût plus bas du capital associé à la dette, les développeurs de projets chercheront à obtenir un financement par la dette aussi large que possible. Le niveau de la dette qui peut être levé dépend cependant du type de projet et de son profil de risque perçu (cf. Tableau 2). Dans un projet risqué, une action devra jouer un rôle plus large et les revenus du projet devront être suffisamment élevés pour soutenir le coût élevé du financement. En effet, plus important est le risque associé avec l'investissement, plus élevé est le coût du capital et plus important est le retour demandé par les investisseurs et par les prêteurs pour la prise de risque (International Energy Agency, 2003).

Les investissements électriques qui assurent actuellement un ratio élevé dette / fonds propres (80/20) sont ceux réalisés dans la production à partir de gaz naturel, en particulier la turbine à gaz à cycle combiné (TGCC) (Gross et al., 2007). Ce sont des technologies moins intensives en capital, le financement total (donc le risque) demandé étant donc plus petit que pour des projets de taille équivalente à base de charbon, nucléaire ou d'énergies renouvelables. Les technologies au gaz ont également un temps de réalisation court, ce qui réduit le capital demandé et le risque de changement des conditions de marché ou des politiques avant l'achèvement de la nouvelle centrale. De plus, les technologies au gaz sont souvent *self-hedged*, i.e. elles peuvent répercuter sur les consommateurs les incertitudes liées aux prix des combustibles car elles sont habituellement des technologies marginales qui fixent le prix sur le marché (*price makers*) et ont, en partie, une « couverture naturelle » contre les prix élevés / bas des combustibles (Roques, 2008).

En revanche, l'intensité en capital des centrales nucléaires, qui sont des technologies de production de base en raison de leurs coûts bas variables et du manque de flexibilité opérationnelle, rend ces équipements vulnérables au risque de prix bas d'électricité, ce qui pourrait rendre difficile le remboursement de sa dette durant de longues périodes (Finon et Roques, 2008). Ces technologies, sont habituellement des « preneuses de prix » sur le marché (*price takers*) et assurent habituellement

un ratio dette / fonds propres de 50/50 (White, 2006 ; Glachant, 2005) Le temps de construction d'une centrale nucléaire est inévitablement long et incertain (de six à huit ans, contre deux ans pour la TGCC). De plus, les coûts réels de construction sont imparfaitement définis étant donné qu'ils n'ont pas donné lieu à une expérience contrôlable depuis longtemps maintenant et qu'ils ont été difficiles à contrôler dans le passé. De tels projets sont donc largement sans attrait pour les investisseurs privés en l'absence d'incitations supplémentaires. Néanmoins, leur ratio dette / action pourrait être amélioré par des objectifs climatiques vigoureux à long terme qui assureraient un prix « plancher » pour l'électricité nucléaire. Les prix des combustibles et du CO₂ en hausse ont déjà relancé l'intérêt pour l'atome civil comme on le montrera dans la section 2.4 du Chapitre II. Ainsi, les combinaisons alternatives cohérentes des arrangements contractuels de plus long terme, analysées par Finon et Roques (2008), pourraient faciliter les nouvelles constructions nucléaires. Selon les auteurs, le facteur clé de la réussite nucléaire dans des marchés électriques libéralisés sera la capacité de l'industrie électrique à s'engager avec les autorités réglementaires et de sécurité, les vendeurs des centrales et les grands consommateurs pour allouer les risques sur les parties qui sont dans la meilleure position pour les gérer. De même, il est possible aussi que les gouvernements prennent eux-mêmes une part dans le capital¹.

En ce qui concerne les énergies renouvelables à petite échelle, celles-ci sont également pénalisées étant donné que le coût initial est important et qu'à ces technologies expérimentales est associée une prime de risque élevée. Néanmoins, le développement des énergies renouvelables plus matures (e.g. éoliennes, biomasse) font l'objet de différentes politiques de promotion (e.g. les tarifs d'achats garantis pour de nombreuses années analysés dans la section 1.2 du Chapitre III), ce qui peut diminuer significativement leurs coûts en capitaux propres (pour l'application aux éoliennes voir Dunlop, 2006).

Il faut également remarquer que le déclin économique global apparut depuis la fin 2008 pourrait en général menacer le financement des nouvelles capacités de production, mais également élargir l'écart entre les acteurs de petite et de grande taille. Les grandes entreprises intégrées verticalement comme EDF en France et EoN en Allemagne disposent de moyens importants et peuvent se permettre d'autofinancer leurs investissements (Buli, 2008). En plus, elles investissent pour des raisons stratégiques de long terme et ne seront pas dissuadées par le « désarroi financier » de court terme. En revanche, ce désarroi peut poser des problèmes de crédit pour les entreprises énergétiques de petite taille qui cherchent à financer leurs projets. Le directeur de l'agence énergétique allemande, Stephen Kohler, fait remarquer que « même si les constructeurs des projets bénéficient d'accords pour le financement, les conditions s'avèrent souvent peu intéressantes » (*Ibidem*). Il note par

¹ L'argument utilisé par les lobbyistes, notamment en Angleterre et aux Etats-Unis, pour relancer le nucléaire est le suivant : les technologies de production d'électricité qui ne sont pas sensibles aux niveaux et variations des prix du pétrole et du gaz (nucléaire, énergies renouvelables, et charbon) contribuent de façon positive à l'économie nationale, à la fois parce qu'elles réduisent la dépendance énergétique et parce qu'elles diversifient le bouquet technologique de production, améliorant ainsi la robustesse du système électrique (Awerbuch et Sauter, 2006 ; Butler et al., 2005).

exemple des contraintes importantes de financement pour les éoliennes terrestres, ainsi que pour les nouvelles capacités à charbon en Allemagne.

En résumé, les incertitudes accrues pour le financement des centrales capitalistiques conduisent à une orientation différente des comportements d'investissement vers des technologies au coût initial bas et temps de retour plus court, tels que les centrales à gaz (« l'erreur la moins chère » pour un investisseur). Généralement, plus le niveau du risque auquel est confrontée une technologie particulière est important, et plus élevé est le coût du capital. Cet effet est encore renforcé pour les projets privés qui sont moins susceptibles d'avoir accès à un financement à coût bas et dont les actionnaires attendent des profits à court terme. Les firmes peuvent aussi préférer une exposition au risque sur le prix du combustible, telle qu'analysée dans la section suivante, avec des investissements à temps de retour plus court et la flexibilité d'options¹. Cette même logique peut les amener à une répartition des risques entre les différents types d'actifs de production plutôt qu'au choix optimal d'une seule option d'équipement, comme cela était le cas dans un environnement monopolistique contrôlable.

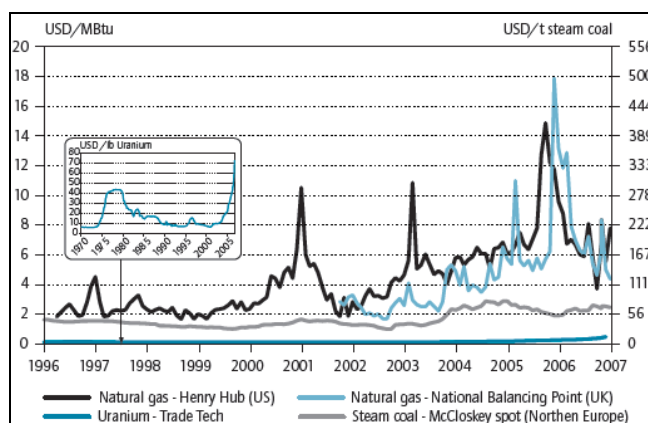
2.3.3 Le risque de prix du combustible

Roques (2008) identifie quatre facteurs influençant l'exposition d'un investisseur au risque de prix du combustible : (1) la sensibilité des coûts de production au risque-prix du combustible, (2) la variabilité de ce prix, (3) l'allocation du risque-prix entre l'investisseur et les autres parties par des contrats à long terme et (4) la capacité de l'investisseur de mitiger le risque auquel il est exposé (e.g. la flexibilité technologique). Bien que les coûts du gaz représentent jusqu'à 70-80 % des coûts de production d'une TGCC, les coûts du charbon constituent entre 25 et 35 % des coûts de production d'une centrale moyenne à charbon, et les coûts de l'uranium ont un impact faible (moins de 10 %) sur les coûts de production du nucléaire. L'agence internationale d'énergie estime que la hausse de 50 % des prix de l'uranium, du charbon et du gaz augmenterait de 3 % les coûts de production d'une centrale nucléaire, de 21 % ceux d'une centrale à charbon et de 38 % ceux d'une TGCC (International Energy Agency, 2006b).

Dans cette section l'intérêt porte sur les fluctuations importantes des prix des énergies primaires qui augmentent le risque de prix du combustible pour un investisseur, en particulier un prix plus volatil et plus incertain du gaz naturel (cf. Graphique 8).

¹ Confirmé par les investissements en production observés dans la période 1990 - 2005 par des producteurs purs (*merchant producers*) (cf. Glachant, 2008)

Graphique 8 : Les prix des énergies primaires



Source : à partir d'International Energy Agency, 2007

Le risque prix du gaz

Parmi les technologies de production utilisant les combustibles fossiles, celles recourant au gaz naturel demeurent les plus exposées à la variabilité des prix. Malgré la faible intensité en capital et le *cash flow* net relativement stable grâce à une corrélation importante entre les prix du gaz et ceux de l'électricité dans les marchés électriques (e.g. au Royaume-Uni, cf. European Commission, 2007a), le risque associé au prix du gaz peut s'avérer important. Rappelons qu'un nombre significatif des producteurs indépendants installés sur les marchés du nord-est américain ont fait faillite en 2002-2003 (environ 90 GW), lorsque le prix du gaz a triplé, parce que leurs offres horaires plus élevées les ont replacé en semi-base, avec moins de flux de revenus (Finon et Roques, 2008).

La situation pour les investisseurs se complique également à cause des perspectives de disponibilité et du coût des ressources. Même si les ressources économiques sont suffisantes, des investissements majeurs sont nécessaires dans l'infrastructure pour produire et pour transporter les combustibles vers les centrales électriques. De plus, la dépendance gazière de l'UE est aujourd'hui de 57 % (importé par *pipelines* de Russie, de Norvège et d'Algérie, avec une petite fraction de GNL de l'Afrique et du Moyen-Orient) ; mais elle pourrait atteindre 84 % en 2030 (Clastres et Locatelli, 2009). Or, la vulnérabilité de la sécurité d'approvisionnement et la dépendance forte au gaz ont déjà été mises en avant lors d'événements récents (janvier 2006 et janvier 2009) quand la Russie a interrompu temporairement l'approvisionnement de l'Ukraine (e.g. Kjarstad et Johnsson, 2007a).

D'où une nouvelle problématique pour le secteur électrique : sécuriser les approvisionnements gaziers pour minimiser le risque lié aux fluctuations de prix et à la dépendance. Cette problématique est étroitement liée au processus de libéralisation du secteur gazier imposé par les directives européennes depuis 1998 qui visent à accroître la compétitivité des entreprises, à créer un marché unique du gaz et à faire émerger un véritable prix du marché du gaz résultant de la confrontation de l'offre et de la demande¹. Les enjeux actuels définis par ce processus sont d'assurer que le cadre

¹ Sur le contexte de libéralisation des industries gazières voir Lecarpentier (2006).

économique, réglementaire et institutionnel garantit les besoins d'investissements considérables et la sécurité de l'approvisionnement de l'UE. Ces aspects ont été examinés récemment par Clastres et Locatelli (2009). Notre objet est ici de souligner les éléments des réformes des industries gazières qui sont susceptibles d'accroître la volatilité du prix du gaz. Deux aspects sont distingués.

1) *Des contrats traditionnels TOP de long terme aux marchés spot volatils*

Les marchés spot du gaz en Europe sont très peu importants en volume par rapport aux quantités échangées dans le cadre de contrats bilatéraux. La majeure partie de l'Europe continentale reste dominée par les contrats de long terme de type *Take or Pay*¹ (TOP), dont les prix sont périodiquement ajustés et liés au prix du pétrole². Cependant, avec les changements institutionnels induits par le processus de libéralisation, ces types de contrats devraient évoluer vers des relations contractuelles de plus court terme et se structurer autour de marchés spot suffisamment liquides pour permettre l'émergence d'un prix de référence par confrontation de l'offre et de la demande (Holz et al., 2008). Néanmoins, les prix spot actuels du gaz sont largement plus volatils que les contrats traditionnels indexés au prix du pétrole. En guise d'exemple, rappelons les cas du marché spot du *National Balancing Point* (NBP) au Royaume-Uni³ où les prix ont été multipliés par six pendant l'hiver froid de 2005-2006 en raison d'une situation tendue de l'offre puisque le *pipeline* transportant le gaz des Pays-Bas n'était pas encore ouvert (Leykam, 2008). La volatilité plus importante du prix du gaz s'explique également par le stockage plus difficile et plus coûteux que celui du pétrole. Une prime de risque importante peut donc être causée par la volatilité et sera donc incluse par « la main invisible du marché » dans les prix du gaz, aux dépens des consommateurs (Finon, 2008b).

2) *Le pouvoir du marché potentiel sur les prix spot*

Afin d'obtenir un prix spot efficient, les marchés doivent être transparents et liquides, mais également « profonds » avec un grand nombre de vendeurs et d'acheteurs. Or, le marché de l'*upstream* gazier reste très concentré. Ainsi, la diversification de fournitures de l'UE, une variable clé considérée par la Commission, s'avère très compliquée pour plusieurs raisons (Clastres et Locatelli, 2009). D'une part, les instabilités des pays de transit de la « voie caucasienne » rendent problématique l'approvisionnement à partir d'Asie centrale ainsi que les tensions géopolitiques entre des Etats qui fragilisent l'ouverture de nouvelles voies d'exportation stables et sécurisées (e.g. le conflit entre la Russie et la Géorgie). D'autre part, la résurgence des nationalismes, dont le « nationalisme pétrolier », accroît les difficultés de diversification de l'approvisionnement par accès direct des compagnies européennes aux ressources en hydrocarbures des pays producteurs. Dans ce cas, le risque encouru est l'émergence d'un oligopole des pays producteurs dont les entreprises sont pour la

¹ L'idée basique des contrats « take-or-pay » est que l'acheteur est obligé de payer la quantité contractée de gaz même s'il ne réussit pas à prendre la livraison afin de garantir un *cash flow* pour le vendeur.

² La logique de cette indexation au pétrole a été la suivante : afin de maintenir la tarification concurrentielle entre le gaz et ses substituts principaux, son prix devait être fixé avec la référence aux substituts afin de préserver les parts de marché (International Energy Agency, 2006).

³ Deux autres *hubs* des échanges existent sur le continent européen : *Zeebrugge* (Belgique) et *Bunde* (frontière allemande-néerlandaise).

plupart en situation de monopole (Gazprom pour la Russie, Sonatrach pour l'Algérie) face à une multitude d'acheteurs peu intégrés et sans doute fragilisés par leur mise en concurrence pour l'approvisionnement gazier. Le risque d'apparition d'un pouvoir de marché des producteurs sur les marchés spots pourrait donc être réel. Ceux-ci seraient en mesure de faire monter les prix sur les marchés spots, ce qui est impossible avec des contrats TOP traditionnels. C'est pour cette raison que Finon (2008b) rappelle que « l'indexation sur les prix des produits pétroliers de ces contrats élimine la capacité d'un joueur à influencer les prix et les incitations à le faire ».

On ne peut pas discuter la variabilité du prix du gaz sans évoquer les risques que peuvent entraîner les changements institutionnels sur les investissements massifs d'infrastructure nécessaires pour produire et pour transporter le gaz naturel. En effet, les règles d'*unbundling* patrimonial et d'ATR (accès des tiers au réseau)¹ promues par l'UE sont susceptibles de retarder voire de modifier les décisions et les choix d'investissements des sociétés gazières des pays européens et des pays producteurs en matière de renouvellement ou d'accroissement des capacités de transport. Il est en particulier difficile d'imaginer que ces compagnies s'engagent dans le financement (considérable) de gazoducs sur longue distance sans disposer dans le même temps de capacités de transport réservées sur les gazoducs construits (Clastres et Loactelli, 2009). Ainsi, la diminution potentielle des contrats TOP traditionnels peut s'avérer contradictoire avec les politiques et les intérêts de la Russie, le premier fournisseur de l'UE, qui reste attachée à ces contrats, s'assurant ainsi une demande ferme de l'UE qui reste son seul marché rentable. Sans ces contrats, le renouvellement des gisements peut être retardé et une croissance plus faible de la production gazière peut être attendue, ce qui influencerait directement la fourniture et, donc, la sécurité gazière de l'Europe.

La volatilité importante du prix du gaz (avec les contrats TOP indexés sur le prix du pétrole et d'autant plus accentuée avec les marchés spot futurs) et les enjeux de sécurité gazière en Europe peuvent donc influencer les investissements dans les centrales à gaz. Leur impact dépendra de la capacité de l'investisseur pour les gérer, ce qui en retour dépendra des arrangements institutionnels et contractuels qui affectent le projet d'investissement (e.g. les contrats à prix indexés, les accords de *tolling*²). Cependant, rappelons que dans un environnement concurrentiel, ces centrales à gaz restent privilégiées par les nouveaux entrants en raison des avantages économiques et financiers et de la flexibilité opérationnelle par rapport aux autres technologies.

¹ Le caractère non discriminatoire et transparent de l'ATR est assuré par la séparation fondamentale des activités de transport/distribution de l'activité de fourniture des opérateurs traditionnels (règles d'« *unbundling* ») qui permet l'établissement de la concurrence.

² En général, le *contrat à prix indexé* indexe le prix d'électricité au coût d'une autre commodité, en particulier le coût du combustible utilisé pour produire de l'électricité. L'indexation du prix de l'électricité dans le contrat au prix du combustible stabilise le flux de *cash flow* net pour les centrales thermiques. Avec une telle indexation dans le projet de TGCC, le risque de prix du combustible est transféré à l'acheteur puisque l'acheteur reçoit un produit dont le prix est variable. Dans l'*accord de Tolling*, le producteur accepte d'utiliser son équipement pour convertir le combustible, fourni par la tierce partie, en électricité pour la livraison à la tierce partie. Ces deux types de contrat ne correspondent pas cependant au profil d'investissement intensif en capital avec une part faible des coûts de combustible ou sans ces coûts tels que le nucléaire, l'hydraulique et les renouvelables. Dans leurs cas, le contrat à prix et à quantité fixes stabilisent le *cash flow* quelle que soit la variation de prix spot.

Le risque prix du charbon

L'utilisation continue du charbon peut augmenter la sécurité de l'approvisionnement dans le secteur électrique par la diversification des combustibles et par l'utilisation de ressources domestiques abondantes. L'Allemagne, la Pologne et le Royaume-Uni ont une production nationale considérable (95 Mtoe contre 31 Mtoe dans le reste de l'Europe en 2002). Globalement, l'UE importe une quantité égale à la production domestique, ce qui signifie que la production d'électricité d'origine charbonnière reste importante aussi dans les pays sans ressources indigènes (Kjarstad et Johnsson, 2007a). La raison principale est que le prix est bas et relativement stable¹. Aussi, même si les subventions pour la production nationale devaient diminuer, l'importation resterait une option.

Néanmoins, même si les ressources économiques sont suffisantes pour le charbon², la demande considérable de la Chine (augmentation de 81 % d'ici 2030) peut créer des tensions sur le marché international et augmenter la volatilité des prix. Les analyses les plus alarmistes, comme ceux d'ASPO (*l'Association for the Study of Peak Oil and Gas*), prévoient même qu'au-delà de 2020, le début de la décroissance de l'extraction interrompraient le développement des échanges internationaux et feraient flamber les prix du charbon, bien que ces analyses soient controversées (Martin-Amouroux, 2008). En outre, il ne faut pas oublier que le charbon est un des combustibles le plus polluant. Par conséquent, dans un environnement de plus en plus contraint pour les émissions, le taux de réussite de la mise en œuvre des équipements intégrant la capture et le stockage de CO₂ (CSC) devrait influencer de façon significative l'utilisation et la demande de charbon pour la production d'électricité en Europe.

Face aux différents risques mentionnés, on assiste au développement, bien qu'inadéquat, des contrats à terme et des instruments dérivés de couverture qui sont analysés dans la section suivante (cf. la section 2.4.2 également où le rôle des contrats de long terme est discuté pour la gestion du risque dans le cadre de la théorie des coûts de transaction).

2.3.4 Le développement inadéquat des marchés pour la gestion du risque

Les volatilités inhérentes des prix de l'énergie impliquent un rôle majeur des arrangements contractuels qui fournissent une assurance mutuelle entre vendeurs (les producteurs) et acheteurs (les distributeurs et grands consommateurs), ainsi que des opportunités de profits pour les *traders* en énergie, les institutions financières et les *hedge funds* qui peuvent également apporter de la liquidité sur le marché sans prendre des positions spéculatives trop importantes (cf. Sévi, 2007). Les produits de gestion du risque de prix incluent les contrats à terme, les options et *swaps* ou les contrats pour les

¹ Exprimé en dollar courant par tonne d'équivalent charbon, le ratio du prix de charbon au prix du gaz est passé de 32,88 / 42,70 en 1960 à 36,69 / 165,42 en 2003. Face à des prix du charbon quasiment inchangés, les prix du gaz avaient été multipliés par quatre environ (Martin-Amouroux, 2008).

² Les réserves mondiales prouvées de charbon sont équivalentes à 164 ans de consommation aux taux actuels (International Energy Agency, 2007). Basées sur le taux de la demande de production d'électricité nucléaire de 2004, les ressources d'uranium sont suffisantes pour une période de 85 ans. Cependant, les réacteurs de GEN IV prolongeraient cette période de plus de 2 500 ans (International Energy Agency, 2005).

différences (cf. Encadré 2). Ces produits peuvent différer entre les contrats physiques ou purement financiers¹.

Encadré 2 : Les produits de la gestion du risque²

Un *contrat à terme* est un contrat dans lequel un investisseur s'engage à livrer un certain bien à un prix préfixé et à une date future prédéfinie contre l'engagement de l'autre partie de s'exécuter. Il existe deux catégories de contrat à terme : négociable en bourse (*futures*) et négociable de gré à gré (*forward*). Les contrats à terme sont considérés comme étant des produits dérivés car ils se rapportent à des actifs sous-jacents. En effet, les contrats à terme promettent la livraison de ces actifs sous-jacents à une date future.

Les *options* sont des droits d'acheter (options d'achat ou call) ou de vendre (options de vente ou put) un actif sous-jacent à un prix déterminé à l'avance (prix d'exercice ou *strike*) à une date donnée (échéance). Hormis les options échangées sur le NordPool, le marché européen des options est exclusivement de gré à gré. Le détenteur de l'option va procéder à l'exercice de son actif si les conditions de marché lui sont favorables. Si ce n'est pas le cas, il abandonne son option.

Un *swap* standard correspond à un engagement entre deux parties d'échanger le différentiel de prix entre un prix flottant et un prix fixe (d'où le nom les contrats pour les différences). Le contrat spécifie la durée du swap, le volume, le prix fixé et le prix flottant. Les deux parties s'engagent à remplir le contrat par le moyen d'un versement en cash. Les swaps sont des contrats négociés de gré à gré.

En dépit de l'éventail de produits de couverture disponibles, peu de compagnies veulent couvrir leur position sur un horizon temporel étendu. La norme en la matière semble être une couverture sur l'année en cours et l'année suivante pour un volume avoisinant les 40 à 60 % de l'activité (Sévi, 2007). Un premier argument expliquant la faible volonté de se couvrir sur une durée trop longue est que les firmes ne veulent pas laisser échapper des opportunités de profit liées à des évolutions inattendues du prix. Un deuxième argument peut être qu'une firme qui se serait couverte sur une longue période aurait beaucoup de mal à subsister dans un environnement concurrentiel si les firmes concurrentes n'ont pas, pour leur part, choisi de se couvrir. La firme risque alors de se trouver exclue du marché si sa matière première est acquise à un coût prohibitif. D'autres arguments peuvent être avancés pour justifier le recours limité aux produits dérivés (connaissance et maîtrise des produits financiers, normes comptables, etc.), mais ces dernières semblent être moins déterminantes.

Ainsi, pour gérer le risque de prix de l'électricité, l'utilisation des produits financiers s'avère particulièrement difficile puisque le simple système de prix utilisé pour les évaluer dans les autres industries énergétiques ne fonctionne pas dans le secteur électrique (Defeuilley et Meunier, 2008). En effet la non-stockabilité de l'électricité et la non-élasticité de l'offre et de la demande en temps réel ne permettent pas aux prix futurs de représenter une anticipation correcte. Les méthodes employées pour chercher à déterminer quel sera le prix à terme consistent soit à reconstruire les courbes d'offre

¹ Avec un *contrat physique* (e.g. *forward*), le producteur s'engage à fournir une quantité d'électricité. Si le producteur n'est pas capable de le faire au moment venu alors il devra acheter une quantité d'électricité supplémentaire sur le marché spot. Selon cet accord le marché spot seulement une fraction de l'électricité réellement consommée. Avec des *contrats financiers* (e.g. *swap*) les paiements sous le contrat sont réalisés en plus des paiements pour l'électricité, mais sont liés au prix spot. Avec ces contrats toute l'électricité consommée est échangée sur le marché spot.

² Pour une discussion plus détaillée de leurs spécificités et de leurs avantages, voir Sévi (2007).

et de demande, soit à utiliser un modèle statistique avec des variables explicatives. Mais pour l'électricité, ces modèles ne semblent pas suffisamment performants pour guider efficacement les acteurs dans la formation de leurs anticipations. D'une part, le lien entre le prix spot et le prix à terme est assujéti à de nombreux aléas. D'autre part, les informations pertinentes pour la détermination du prix spot ne sont connues qu'à des échéances très rapprochées. Les conditions climatiques sont très incertaines à un terme de plus de quelques jours et la disponibilité des moyens de production n'est pas toujours une information certaine. Même si le prix futur est un estimateur du prix spot à terme, spéculer entre futur et spot reste extrêmement risqué, y compris pour un horizon temporel de très court terme.

Les caractéristiques de l'électricité dissuadent les agents économiques de jouer un rôle de contreparties et d'entrer sur des marchés peu liquides, ce qui explique en partie les difficultés de leur développement¹. Aussi, les agents économiques susceptibles de recourir aux marchés de gestion du risque peuvent craindre une manipulation des prix dans ces marchés et, de fait, souhaiter rester à l'écart (Sévi, 2007)². Cela n'empêche pas les intervenants sur les marchés électriques de proposer des contrats à terme avec livraison physique pour des horizons de temps relativement courts (cf. Graphique 9 pour l'exemple des produits à terme échangés sur les bourses)³. Les agents économiques sont susceptibles de s'engager dans ce genre de transaction dans la mesure où, pour ces échéances, un certain nombre d'éléments fondamentaux affectant l'offre et la demande (donc le niveau des prix) sont, sinon connus, du moins prédictibles avec une marge d'erreur acceptable. Plus le terme est éloigné, plus le risque d'erreurs est important à cause de l'augmentation des sources d'aléas et du manque d'information pour fonder la prise de décision (Defeuilley et Meunier, 2006, 2008). Les horizons de temps courts alourdissent donc la convergence des anticipations et laissent un grand risque résiduel pour les investisseurs.

¹ Le développement des contrats est également influencé par l'étendue et les termes des contrats de long terme préexistants. Similairement, l'intégration verticale préexistante affecte l'évolution du marché des contrats en diminuant la demande et l'offre pour les contrats et, donc, en réduisant la liquidité des marchés (Meade et O'Connor, 2009).

² Le principe d'une manipulation des marchés à terme repose sur des opérations simultanées sur le marché spot et sur le marché à terme. Il s'agit de prendre une position longue à la fois sur le marché à terme et sur le marché spot. Dans le cas de l'électricité, où le bien n'est pas stockable, le contrôle des capacités de production conduit à un résultat identique. Les vendeurs de contrats à terme qui doivent livrer le bien à l'échéance sont alors pris en tenaille (on parle d'opérations d'étranglement) et doivent revendre leurs contrats à terme à bas prix ou acheter sur le marché spot à un prix élevé pour clore leur position. Dans les deux cas, l'initiateur de la manipulation fait un bénéfice conséquent.

³ Il existe des contrats à terme allant jusqu'à six ans sur la bourse allemande de l'électricité (EEX) mais il semble que les contrats supérieurs à trois ans soient très peu liquides et que leurs prix ne sont pas corrélés à ceux des contrats de un à trois ans. Les contrats supérieurs à un an font l'objet de peu d'échanges sur Powernext, la bourse française, qui propose des contrats jusqu'à une échéance de trois ans. En 2007, 85 % du volume des futures transitant sur Powernext sont limitées à des échéances mensuelles ou trimestrielles (Defeuilley et Meunier, 2008).

Graphique 9 : Les produits à terme échangés sur les bourses

Durée	Powernext	NordPool	EEX	APX UK	OMIP
Annuelle	Les 3 années en base et hors pointe	Les 5 années en base	Les 6 années en base et pointe	Pas de produit	Une année
Trimestrielle	Les 4 trimestres en base et hors pointe	Les 9 trimestres en base	Les 7 trimestres en base et pointe	Les 4 trimestres en base et pointe Les 10 saisons en base et pointe	Les 4-7 trimestres
Mensuelle	Les 3 mois en base et hors pointe	Les 6 mois en base	Les 6 mois en base et pointe	Les 6 Mois en base et pointe	Les 3-5 mois
Hebdomadaire	Pas de produit	Les 6 semaines en base	Pas de produit	Les 4 semaines en base et pointe	Les 3 semaines

Produit Base : 24 heures sur 24, 7 jours sur 7

Produit Pointe (Europe continentale) : de 8 heures à 20 heures, du lundi au vendredi

Produit hors Pointe : de 20 heures à 8 heures

Source : adapté à partir de Reinaud, 2007

L'impossibilité de contracter à plus long terme pour couvrir le nouvel investissement de production dans un marché dé-intégré peut être considéré comme un échec du marché puisqu'il devient impossible de sécuriser les revenus à long terme pour les nouveaux équipements dans le modèle pur du marché (Finon et Perez, 2008)¹. Le risque ne peut pas être alloué d'une manière adéquate comme cela était le cas avec les tarifs réglementés dans les industries planifiées. Il faudrait remarquer encore que le problème des décisions d'investissement de production d'électricité ne repose pas seulement sur le fait que les produits financiers ne peuvent pas se développer dans un tel contexte de profil de risque. Dans toute industrie intensive en capital, les promoteurs des grands projets avec des horizons de temps longs ne peuvent trouver les contreparties pour couvrir tous les risques des investissements de production (Finon et Perez, 2008). Et ceci pour des raisons identiques : le manque d'information sur les fondamentaux du marché. La couverture des risques sur un horizon plus lointain devrait donc prendre d'autres formes discutées dans la section 2.4.

2.3.5 Un développement inadapté du mix de technologies et la nécessité d'une allocation plus efficiente du risque

Les sections précédentes ont mis en perspective les principaux risques du marché susceptibles de réduire les incitations à l'investissement et d'affecter le choix technologique dans les marchés électriques libéralisés. On pourrait imaginer que dans ces marchés les producteurs qui investissent

¹ Joskow (2006) montre que les investissements significatifs se sont produits avec l'ouverture de la production à la concurrence aux Etats-Unis. Dans les années quatre vingt, les producteurs indépendants pouvaient financer la nouvelle production (habituellement les TGCC) en utilisant des niveaux de dette importants sur la base des contrats de fourniture écrits avec les entreprises ayant une base de consommateurs fidèles (*customer franchise*). Dans les années quatre-vingt-dix, le financement des projets continuait, mais sur la base des prix de gros de l'électricité, au détriment de nombreux entrants quand les prix de gros ont chuté et les prix du gaz ont augmenté. Les faillites consécutives et le retrait des producteurs purs (*merchant*) aux Etats-Unis, notamment en Californie en 2001, ont été suivis par les expériences similaires au Royaume-Uni (Finon et Perez, 2008). Alors que le « *dash to gas* » dans les années quatre-vingt-dix a conduit à des investissements importants dans les TGCC soutenus par les contrats de quinze ans avec les fournisseurs retenant une certaine *customer franchise*, les faillites se sont produites suite à la chute des prix de gros après les modifications des règles du marché (introduction de NETA, cf. *Ibidem*). Par conséquent, les financiers demandent actuellement des contrats hautement solvables comme la condition d'arrangement de financement.

dans de nouveaux équipements cherchent à répartir leurs risques par la diversification des technologies. De ce point de vue, la théorie « moyenne-variance » du portefeuille développée par Markowitz (1952) pour la gestion d'actifs financiers offre un cadre d'analyse pertinent pour analyser les choix des producteurs purs (*merchant producers*) dans un contexte d'incertitude (cf. section 2.4.1 du Chapitre IV pour une élaboration de cette théorie). Les recherches effectuées avec cet outil (cf. Roques et al. 2006, 2006a) permettent d'analyser l'intérêt pour des stratégies de diversification entre turbine à gaz à cycle combiné (TGCC), centrales à charbon, équipements nucléaires et renouvelables, en simulant les aléas sur les paramètres du choix (prix des combustibles, prix de l'électricité, durée d'appel par le marché) et les corrélations entre ces paramètres de risque. De tels exercices ont montré que, dans le modèle du marché décentralisé, où les producteurs font face à tous les risques et quel que soit leur degré d'aversion au risque, les centrales à gaz restent privilégiées. Les équipements les plus capitalistiques sont délaissés, et ce quel que soit leur avantage en termes de coût complet actualisé, dans la mesure où ils ne présentent pas de corrélation entre prix des inputs et prix de marché. Depuis plus d'une décennie, les observations sur les investissements des producteurs purs dans les marchés libéralisés confirment cette tendance technologique (cf. Glachant, 2008).

Dans le cadre du nouveau cycle d'investissement de production des prochaines décennies, cette spécialisation excessive peut entraîner un développement inadapté du mix technologique. Cette inadaptation peut se révéler (i) en termes d'un prix marginal élevé pendant une grande fraction de l'année à cause du manque de techniques à coût variable faible, mais à coût fixe élevé, fonctionnant en base par rapport à la diversification optimale entre toutes les technologies (Green, 2008), et (ii) en termes d'un système électrique futur qui ne serait ni fiable du point de vue de la sécurité d'approvisionnement ni « propre » du point de vue des émissions de carbone. En effet, la logique du marché, qui est fondamentalement porteuse de risques pour les technologies nouvelles et capitalistiques comme on l'a vu dans les sections précédentes, interfère avec les objectifs climatiques dans la mesure où l'enjeu climatique demande une transition radicale et assez rapide vers les techniques non carbonées et en général capitalistiques : renouvelables, nucléaire ou encore intégrant la CSC¹.

Devant cet état de fait, il paraît nécessaire de réfléchir à l'instauration de modes de coordination complémentaires aux mécanismes du marché, *i.e.* les dispositifs de tarifs d'achat, les obligations de certificats verts échangeables pour la production d'électricité à la base de renouvelables (cf. Chapitre III). L'encadrement des investissements en équipements nucléaires comme en équipements intégrant la CSC pourrait s'inspirer de ces dispositifs. Une partie du risque des projets pourrait également être transféré vers l'Etat, sans qu'il y ait pour autant de subventions explicites (*e.g.* les contrats de long terme pour les technologies à bas contenu de carbone examinés dans le Chapitre II). Les enjeux de long terme constituent également un motif pour revenir sur les aspects des structures industrielles – notamment l'intégration verticale et les contrats de long terme – pour allouer les risques de façon plus

¹ De plus les agents ne sont pas convaincus de la détermination des gouvernements à internaliser de façon radicale les externalités négatives et de la crédibilité des engagements de long terme (Helm, 2005).

efficace et permettre une diversification du mix technologique futur. Ces questions sont analysées dans la section suivante.

2.4 Les modifications institutionnelles pour assurer les investissements diversifiés

Nous rappelons que dans le modèle de référence du marché, on suppose la dé-intégration verticale entre production et fourniture et la déconcentration horizontale. Les contrats de long terme sur le physique et leurs substituts financiers ne sont pas considérés comme souhaitables au regard des principes de politique de la concurrence. Il suffit d'avoir des marchés spot liquides et des produits de gestion du risque suffisants, le tout donnant des signaux de long terme efficaces. Or, nous avons constaté dans les sections précédentes que l'utilisation des produits financiers s'avère très difficile dans le secteur électrique à cause de la non-stockabilité de l'électricité et de la non-élasticité de l'offre et de la demande en temps réel, ce qui complique les anticipations de prix futurs. L'impossibilité de contracter à plus long terme rend impossible la sécurisation des revenus à long terme pour les nouveaux équipements dans le modèle de marché, ce qui augmente le risque financier pour les technologies nouvelles et capitalistiques. La couverture des risques pour un capital fixe de longue durée de vie et des émissions associées pourrait donc impliquer d'autres formes de gestion du risque analysées dans cette section : les organisations alternatives pour les contrats de long terme et l'intégration verticale.

A partir d'interrogations sur les inefficiences dans l'investissement, plusieurs auteurs (Chao et al., 2005 ; Joskow, 2006 ; Michaels, 2006 ; Finon et Perez, 2008 ; Finon et Roques, 2008 ; Finon, 2008a ; Meade et O'Connon, 2009) se sont centrés sur l'aversion au risque et le problème de l'allocation du risque dans les marchés dé-intégrés. Ils montrent que la gestion du risque et, par conséquent, les investissements, peuvent être largement améliorés grâce aux différents arrangements verticaux.

Afin d'examiner la pertinence et le rôle des contrats de long terme et de l'intégration verticale pour faciliter les investissements et leur diversité, nous nous appuyons ici sur la théorie des coûts de transaction (Coase, 1937 ; Williamson, 1985). Il ressort de l'analyse que bien que l'intégration verticale apparaisse comme une méthode pertinente pour adresser la gestion du risque et pour assurer les investissements, les contrats de long terme peuvent la compléter de façon bénéfique.

2.4.1 Le cadre analytique

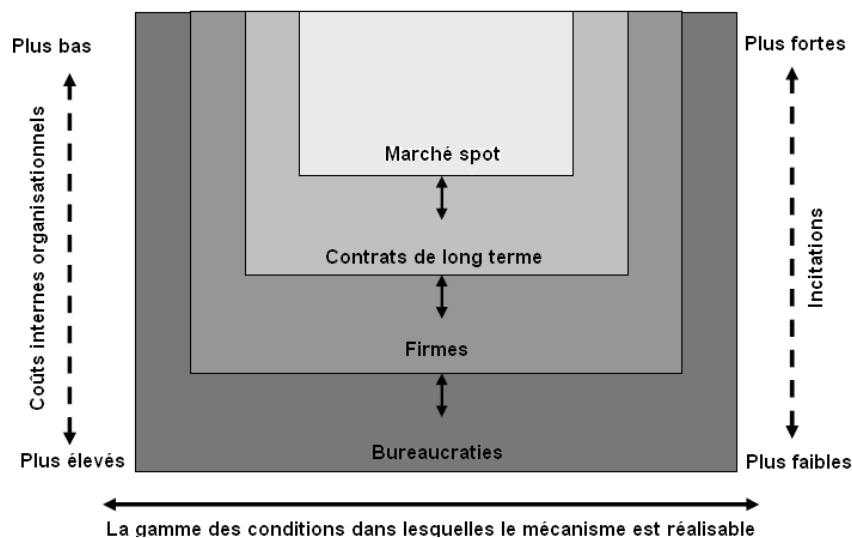
Le cadre analytique pour le rôle des contrats de long terme et de l'intégration verticale examiné dans les sections suivantes est largement déduit de la théorie des coûts de transaction (TCT). Selon celle-ci, la firme choisit les différents mécanismes de gouvernance (e.g. marché spot, contrats, intégration verticale) sur la base des coûts auxquels la firme est confrontée quand elle négocie sur le marché (Coase, 1937 ; Williamson, 1985). Ce cadre est exposé dans la présente section.

2.4.1.1 La gamme des choix de gouvernance

Dans la lignée des travaux de Coase (1937), Williamson (1975, 1985) a développé et enrichi la théorie des coûts de transaction. L'idée de base est de « remplacer (ou enrichir) le concept de firme comme fonction de production, par le concept de la firme comme structure de gouvernance ». La transaction est l'unité de base de son analyse. « La mise en place de l'économie des coûts de transaction implique une évaluation comparative des institutions alternatives – au sein de laquelle la contractualisation classique du marché représente un extrême ; l'organisation centralisée et hiérarchisée représente l'autre ; les formes d'organisation mixtes de la firme et du marché sont situées entre les deux » (Williamson, 1984).

Le marché est supposé la forme la plus favorable dans les situations où il est réalisable, mais comme l'indique le Graphique 10, son domaine de faisabilité est également le plus étroit. Le marché est le mode de gouvernance qui incorpore les incitations les plus fortes et les coûts organisationnels les plus bas¹. Le chef d'entreprise par rapport à un employé est davantage motivé pour travailler efficacement, plus longtemps et de façon plus intense (Ghertman, 2006). L'intensité des incitations diminue lorsque l'on passe de la forme de gouvernance de marché vers la gouvernance par la hiérarchie. Ainsi, plus l'organisation est importante, plus les coûts bureaucratiques sont élevés. Les coûts de transaction vont donc en croissant de la forme marché vers la forme hiérarchie.

Graphique 10 : La faisabilité des mécanismes de gouvernance dans les différentes conditions



Source : d'après Meade et O'Connon, 2009

L'analyse de Williamson repose sur deux hypothèses comportementales : la rationalité limitée en référence aux travaux de Simon (1955) et l'opportunisme. La prise en compte des comportements opportunistes renvoie à des situations de sélection adverse (*ex ante*) et de risque moral (*ex post*). Par

¹ Les coûts internes organisationnels sont les coûts de transaction qui comportent les coûts de recherche et de découverte de prix, ainsi que les taxes créant des distorsions de marché ou la réglementation. Les coûts de transaction varient avec la fréquence des transactions, l'incertitude et la spécificité d'un actif (Ghertman, 2006)

ailleurs, les différences entre les transactions sont expliquées en fonction de trois dimensions principales : l'incertitude (en référence à Knight, 1921), la fréquence des transactions et la spécificité des actifs. L'incertitude se traduit par l'impossibilité de prévoir la survenance de certains événements, les transactions peuvent se réaliser de façon occasionnelle ou récurrente, et enfin « la spécificité des actifs renvoie à des investissements durables qui sont réalisés à l'appui de transactions particulières » (Williamson, 1994). Cinq types de spécificité des actifs sont répertoriés : la spécificité de site, la spécificité de l'actif physique, la spécificité de l'actif humain, les actifs dédiés pour la transaction et la spécificité de marque (effet de réputation).

Dans les situations avec faibles coûts de transaction, information symétrique, et pouvoir de marché ou risque de comportement opportuniste limités, les marchés spot sont le mécanisme approprié pour les échanges. Avec l'augmentation des coûts de transaction, les incitations diminuent et les autres formes de gouvernance ou encore le rééquilibrage du mix des mécanismes (e.g. part minoritaire pour les contrats spot, mais majoritaire pour les contrats de long terme) deviennent plausibles et souhaitables. Dans différentes conditions¹ de coûts de transaction, différents types de contrats peuvent être préférés (e.g. fixés à prix ou *cost-plus*). De tels contrats doivent être spécifiques sur les droits et les obligations des parties dans tous les états de nature pertinents. La réalisation de telles spécificités ou la complétude du contrat devient de plus en plus difficile puisque l'information asymétrique, l'incertitude, la rationalité limitée et les coûts de transaction augmentent.

Dans de telles situations, l'internalisation des transactions dans la firme pourrait être une forme de gouvernance plus souhaitable. En effet, quand les parties font un investissement de longue durée en actifs spécifiques, elles sont ensuite exposées au risque *ex post* de comportement opportuniste où une des deux ou les deux parties cherchent à tirer un avantage par la renégociation et la dénonciation du contrat, une fois fait l'investissement en actifs spécifiques à leur relation (coûts irrécupérables). Ce risque, qualifié de « hold-up »¹, conduit, s'il est anticipé par les parties, à moins de contractualisation et d'investissement, sauf si les parties s'engagent entre elles à ne pas se comporter d'une manière opportuniste. Quand ce type de mécanismes d'engagement est trop coûteux à mettre en œuvre, le transfert de propriété des actifs d'une partie à l'autre peut être une alternative envisageable, d'où la justification soit pour l'intégration verticale en amont (une partie propriétaire de son fournisseur), soit pour l'intégration en aval (une partie propriétaire de ses consommateurs).

Enfin, la bureaucratie peut être le bon mécanisme de gouvernance quand les coûts de transaction sont particulièrement élevés en raison de l'incertitude, de l'opportunisme, du pouvoir de marché et de l'asymétrie d'information. Elle présente alors des incitations faibles et des coûts internes organisationnels élevés mais ils sont compensés cependant par une économie de coûts de transaction.

¹ Selon Adler et al., (1998), ces conditions impliquent la connaissance du contrat (e.g. les heures nécessaires pour que les vendeurs et les acheteurs apprennent les exigences de chaque pour conclure la transaction) et les obstacles au contrat (incapacité de l'acheteur de présenter de façon adéquate les termes du contrat au vendeur, ce qui allonge la durée du contrat et change le *design* technique).

2.4.1.2 Les contrats et les firmes

Les formes de gouvernance qui nous intéressent le plus pour la gestion du risque dans les marchés libéralisés sont les contrats et l'intégration verticale (ou la contractualisation à l'intérieur de la firme). En effet, l'intégration verticale devient préférable quand les coûts de contractualisation sur le marché l'emportent sur les coûts internes organisationnels. Les coûts de contractualisation comportent les risques de hold-up (ou les comportements opportunistes), l'information asymétrique, le pouvoir de marché ou encore les risques réglementaires (Helm, 1994).

Les contrats de long terme présentent leurs vertus, en particulier ils peuvent être un remède efficace à de nombreux problèmes liés aux transactions spot. Les contrats de long terme peuvent également être construits afin d'allouer les risques spécifiques et peuvent être utilisés pour modérer les risques de sélection adverse - par exemple, en requérant des garanties où la qualité du produit ou du service devient visible dans le temps. Cependant, les contrats de long terme peuvent être coûteux en raison de l'incomplétude des contrats qui peut surgir de la combinaison des spécificités des actifs (*i.e.* le capital physique et humain avec des coûts irrécupérables importants), de la spécificité temporelle (*i.e.* le requiert pour certains produits et services d'être fournis aux temps spécifiques), et des coûts de transaction élevés. Parsons (1989) et Doane et Spulber (1994) montrent qu'aussitôt que la spécificité des actifs diminue, les gains d'efficacité associés aux contrats de long terme diminuent également.

D'autres types de coûts, dits de propriété, sont importants dans les discussions sur les arrangements verticaux (Hansmann, 1996). Ils comportent les coûts du mécanisme de gouvernance interne (*i.e.* les coûts d'agences classiques cf. Jensen et Meckling, 1976), les coûts associés à la décision collective et les coûts de la prise de risque (liés à la diversification des patrons et à l'accès au capital). Selon Hansmann, l'intégration verticale représente un mécanisme pour internaliser un nombre de risques et de coûts et ainsi économiser les coûts de transactions de contractualisation directs et imparfaits. Les incitations au comportement opportuniste sont limitées puisque les coûts de l'opportunisme sont supportés à l'intérieur d'une même organisation. L'exposition au prix du marché volatil est éliminée puisque les changements de prix qui désavantagent une partie de la firme sont bénéfiques pour l'autre. Les coûts de l'asymétrie d'information sont internalisés à l'intérieur de la firme et devraient être inférieurs à ce qu'ils seraient lorsqu'ils sont supportés par seulement une partie du contrat. Ainsi, l'intégration verticale réduit le risque et l'étendue des interventions réglementaires adverses (*e.g.* plafonnement des prix). Quand le coût de propriété excède toutes ces économies de coût attendues, la contractualisation pourrait être préférée à l'intégration verticale selon Hansmann.

2.4.2 Le rôle des contrats de long terme (CLT)

Dans cette section sont examinés les contrats de long terme permettant l'allocation du risque entre les gros acheteurs et les producteurs et facilitant ainsi les nouveaux investissements. Cependant, comme

¹ Le risque de *hold-up* apparaît lorsque les termes du contrat sont difficilement exécutables. Cette difficulté ouvre la porte à des renégociations post-contractuelles.

montré ci-dessous, les intérêts des parties prenantes ne convergent pas spontanément, ce qui, malgré les avantages des CLT, complique la « construction » de tels contrats qui peut s'avérer lourde en termes de temps, d'information et donc, de coûts de transaction.

2.4.2.1 La nature du problème des CLT

Les CLT sont souvent considérés comme un substitut efficient à l'intégration verticale dans le cas où la fusion des deux parties est interdite, ou bien est supposée entraîner des coûts organisationnels trop importants. L'avantage principal des CLT pour les acteurs économiques est de se couvrir contre les risques de prix et de quantité et, ainsi, de faciliter l'investissement ou le fonctionnement (Cramton et Stoft, 2006 ; Hauteclouque et Glachant, 2008). Dans l'ancienne structure monopolistique, l'intégration verticale et les contrats de long terme ont constitué les moyens préférés pour structurer les relations entre les activités énergétiques. Chao et al. (2005) notent qu'une des hypothèses principales qui a poussé vers la séparation verticale et la compétition basée sur le marché a été celle des marchés des contrats qui, complétés par les marchés spot, devaient se développer d'une façon naturelle et remplacer ainsi les arrangements verticaux des industries planifiées.

Dans ce cadre, une importance particulière est attachée aux contrats entre les producteurs et les grands consommateurs ou les fournisseurs agréant les portefeuilles des petits consommateurs. En effet, si les marchés liquides financiers et physiques pour de tels contrats sont développés sur des horizons et des types de contrats appropriés, les bénéfices peuvent être multiples. Les grands consommateurs peuvent se couvrir contre le risque-prix de l'électricité *via* des achats directs de contrats de gros adaptés à leur profil de charge. Les fournisseurs pourraient diminuer leur exposition à l'incertitude de la demande en groupant les charges des petits consommateurs. Ils peuvent ensuite utiliser les contrats de fourniture correspondants à des caractéristiques de risque et au profil de charge d'un tel groupe. Enfin, les producteurs faisant les nouveaux investissements devraient sécuriser leurs revenus en entrant dans les CLT avec une ou plusieurs parties, ce qui permettrait de lever le capital pour financer les nouveaux investissements. A première vue donc, les intérêts des producteurs et des fournisseurs ou des grands consommateurs convergent (Chao et al., 2005).

Cependant, comme indiqué dans la section 2.3.4, le développement des marchés financiers et physiques pour l'électricité reste inadéquat et peu liquide. Dans les pays où les contrats se sont développés graduellement avec des volumes échangés représentant parfois jusqu'à quatre ou cinq fois la demande physique (*e.g.* en Scandinavie, en Allemagne, au Royaume-Uni notamment avec la restructuration radicale d'un *pool* centralisé de gros et son remplacement par NETA qui repose quasi exclusivement sur les contrats bilatéraux), ces contrats restent habituellement d'une durée inférieure à trois ans. Les horizons courts alourdissent effectivement la convergence des anticipations et laissent un grand risque résiduel pour les investisseurs. Cependant, les solutions de couverture de plus long terme ne sont pas simples à cause principalement des intérêts divergents et des incitations à l'opportunisme (Finon et Perez, 2008).

Les caractéristiques des investissements de production (*i.e.* irréversibles, capitalistiques et de long durée) créent pour les producteurs, leurs financiers et potentiellement les fournisseurs des combustibles, des préférences pour assurer les rendements de l'investissement sur de longues périodes. En revanche, les coûts d'entrée sur le marché de détail sont bas ainsi que les coûts de changement de fournisseur par les petits consommateurs (Meade et O'Connor, 2009). Ceci expose les fournisseurs à une perte de part de marché au profit des nouveaux entrants s'ils fixent leurs coûts par des contrats de couverture sur une période soutenue durant laquelle les prix spot diminuent et induisent de nouvelles entrées. Dans cette situation, les fournisseurs ayant signé un contrat à prix fixe avec les producteurs seront tentés de rompre l'accord contracté pour ne pas perdre leur clientèle de base (Green, 2004a). Par conséquent, les producteurs qui anticipent cet opportunisme des fournisseurs hésitent à signer des contrats à prix fixe et les prêteurs à donner de l'argent sur la base de ces contrats comme le montrent des exemples récents aux Etats-Unis où les prêteurs acceptent le financement de nouveaux projets seulement si le producteur indépendant tient un contrat à prix fixe avec le fournisseur historique qui a toujours un segment monopolistique régulé (Chao et al., 2005).

Le risque de comportement opportuniste peut intervenir également pour les contrats entre producteurs et grands consommateurs. Certes, quand ces consommateurs ont un pouvoir de marché sur leur marché, ils sont moins exposés à la perte de parts de marché en faveur de leurs concurrents. Cependant, les grands consommateurs dont le marché est concurrentiel peuvent faire face aux risques de *hold-up* lorsque les prix de l'électricité fixés dans le contrat s'avèrent être élevés. Dans cette situation, les grands consommateurs, comme les fournisseurs, seront également tentés de dénoncer leurs contrats avec les producteurs, ce qui réduira en retour le niveau d'investissement.

Enfin, il est parfois argué que des changements fréquents des règles et des institutions du marché par le régulateur créent également des opportunités de *hold-up* pour les producteurs historiques, par exemple en imposant une nouvelle contrainte réglementaire sur les prix du marché. L'incertitude sur les politiques futures peut donc dissuader les nouveaux investissements (Joskow, 2006). Par conséquent, les producteurs qui anticipent ces comportements opportunistes peuvent proposer moins de contrats que ce qu'ils offriraient autrement (De Vries et Neuhof, 2003). Ainsi, le niveau d'investissement peut être réduit. En plus, en fonction de la sévérité du comportement opportuniste anticipé, les producteurs peuvent eux-mêmes se trouver dans une position financière risquée et peuvent potentiellement renégocier ou dénoncer leurs contrats en amont (*e.g.* avec les fournisseurs des combustibles). Avant de s'engager dans un investissement, les producteurs doivent donc anticiper la possibilité de perdre une part de leur revenu si un des contrats qu'ils signent est modifié ou si un des clients majeurs déclare faillite. Ils seront donc réticents à s'engager ou bien à investir sur la base des CLT impliquant des volumes importants d'électricité.

2.4.2.2 Les organisations alternatives des CLT avec les grands consommateurs

Malgré les risques d'opportunisme décrits ci-dessus, les cas de contractualisation de long terme avec les grands consommateurs se développent. En général, ils impliquent un certain partage du risque d'investissement entre les acteurs et peuvent être distingués entre :

- (i) *le développement de la capacité par une entreprise commune (joint venture)*. Les entreprises électriques et les grands consommateurs (chimie, métallurgie) créent des *joint ventures* pour développer les grandes unités de TGCC (cf. Finon, 2008a). Les parties partagent ensuite l'électricité entre les besoins des partenaires industriels et les ventes sur le marché de gros.
- (ii) *les arrangements horizontaux entre les associations des grands consommateurs et les producteurs*. L'exemple est le consortium finlandais TVO pour la construction du premier EPR. Un arrangement particulier – un consortium pour la production d'électricité détenu par plusieurs grands consommateurs (pâte et papier) et les distributeurs locaux – a été établi avant même les réformes des industries électriques dans le but de construire et de faire fonctionner les grandes unités de production et de profiter des prix de l'électricité fixés au coût de production dans le cadre des CLT (quarante ans). Après les réformes, ce type d'arrangements de long terme a été reproduit afin de permettre la commande d'un réacteur nucléaire de trois milliards d'euros en 2005 (en construction avec le français AREVA). Dans cet arrangement, les grands consommateurs voulaient éviter la volatilité erratique du prix de gros et être protégés du pouvoir de marché. Le contrat à prix fixe (basé sur les coûts actualisés de production d'environ 30 €/MWh) a permis le financement avec un haut niveau de levier (Finon et Roques, 2008).

Ainsi, afin d'éviter les comportements opportunistes de certains membres du consortium dans le cas d'une chute inattendue du prix de l'électricité au-dessous du prix contractuel, des règles très précises doivent gouverner ce type de contrats. Il est important de noter que les CLT ne sont pas monolithiques et affichent des résultats différents en termes de surplus et de gestion du risque en fonction des caractéristiques des contrats et de la technologie impliquée (Wiser et al., 2004). Par exemple, l'inclusion des clauses tacites de renouvellement diminue les coûts de transaction de renégociation. Les clauses de volume peuvent inclure des mécanismes de remboursement qui peuvent réduire le prix pour l'acheteur. Les clauses d'exclusivité donnent à l'acheteur une possibilité de diminuer ses coûts de transaction. En effet, Masten et Crocker (1985) montrent que les clauses *take-or-pay* (TOP) fournissent suffisamment de flexibilité afin d'éviter la rupture et, donc, les renégociations coûteuses des contrats.

Les CLT pourraient donc constituer la structure de gouvernance efficace si les contrats assuraient la flexibilité de la renégociation et résolvaient les problèmes de la crédibilité des contreparties (Borison et Hamm, 2005). Newbery (2005) en examinant la situation au Royaume-Uni rappelle cependant que, dans la pratique, la contractualisation en fonction d'un grand nombre de variables et d'éventualités peut s'avérer difficile, consommatrice de temps et qu'elle peut impliquer des coûts de transaction importants, ce qui rend parfois plus souhaitable l'intégration verticale. De plus, il ne faut pas oublier que les contrats peuvent faire l'objet de débats de violation des lois de concurrence de la Commission si les grands consommateurs représentent une part importante de la demande industrielle (cf. Glachant, 2008a).

2.4.2.3 Les organisations alternatives des CLT avec les fournisseurs

Compte tenu du risque d'opportunisme des fournisseurs évoqué ci-dessus, les modes d'organisation alternatives des CLT s'orientent effectivement vers les questions de concurrence de détail. En effet, dans le cas d'ouverture complète du marché avec des règles qui éliminent les coûts de changement de fournisseur pour les petits consommateurs (*switching costs*), les fournisseurs ayant signés des contrats à prix fixe avec les producteurs sont susceptibles de perdre leurs parts de marché en faveur de nouveaux entrants.

Cependant, l'expérience montre que les consommateurs ne sont pas très disposés en général à changer de fournisseurs et les fournisseurs historiques ne sont que peu concurrencés par les nouveaux entrants (Wilson et Waddam Price, 2007 ; Defeuilley, 2009). La part des fournisseurs historiques se situe entre 85 et 95 % dans la majorité des pays européens¹.

Tableau 4 : Les taux de *switching* depuis l'ouverture des marchés de détail

	<i>L'année de l'ouverture</i>	<i>Les taux de switching, %</i>
Royaume-Uni	1999	47
Suède	1999	32
Norvège	1997	28
Espagne	2003	7
Finlande	1998	11
Belgique (Flandres)	2003	12
Pays-Bas	2004 ^b	15
Allemagne	1998	7
France	2004	6
Danemark	2003	2

^b non résidentiel

Source : d'après Defeuilley, 2009

En effet, outre les obstacles à l'entrée dans les marchés de détail tels que les contraintes de transport et l'intégration verticale (cf. Meade et O'Connor, 2009), plusieurs raisons expliquent la réticence des consommateurs à changer de fournisseurs. Parmi celles-ci figurent la rationalité limitée des consommateurs (e.g. l'incapacité des consommateurs de comprendre les nouveaux contrats de fourniture) et leur manque de motivation (puisque les factures d'électricité constituent seulement une fraction des dépenses des ménages, les économies de *switching* sont donc modestes). Les autres explications résident dans le risque de coupure, la perte des bénéfices de loyauté et la méfiance potentielle par rapport aux nouveaux entrants. La loyauté aux fournisseurs historiques s'explique également par l'adversité des consommateurs (résidentiels) à la volatilité des prix, alors que les fournisseurs historiques peuvent réaliser un lissage (*smoothing*) temporel des prix² (Chao et al., 2005). Les consommateurs fidèles à long terme permettent donc aux fournisseurs de répercuter une

¹ En revanche, les entreprises choisissent souvent le fournisseur alternatif : leur part du marché fluctue entre 35 et 50 % en fonction de pays.

² Defeuilley (2009) montre cependant qu'au Royaume-Uni les prix proposés par les fournisseurs historiques dépassent en moyenne ceux proposés par les nouveaux entrants et que les gains de *switching* s'avèrent soutenus.

grande partie de leurs risques. Cette situation converge également avec l'intérêt des producteurs qui est de rencontrer des fournisseurs capables de s'engager dans les CLT à prix fixe. Chao et al. soulignent ces complémentarités en indiquant que: « *The role of (historic suppliers) could be ideally complementary of those of lowering capital cost (for generation investment) when they sign long term contracts with IPP¹ or invest in generation* ».

Par conséquent, plusieurs auteurs (Newbery, 2002 ; Green, 2004 ; Roques, 2008a) recommandent la rétention ou la réinstallation des zones de franchise de détail². Cela signifie que les fournisseurs « enferment » les consommateurs et les isolent de cette façon de la prédation compétitive. Les fournisseurs deviennent donc moins incités à dénoncer leurs engagements contractuels avec les producteurs et ils leur offrent une protection renforcée contre la prédation par des contrats de fourniture de long terme. Le risque de *hold-up* réduit permet aux producteurs de confier une part plus importante de leur production *via* les contrats, ce qui diminue également l'incitation à exercer un pouvoir de marché sur le marché de gros (Bushnell, 2007). Cette solution permet de mieux gérer les risques d'investissement en baissant le coût en capital et en augmentant l'accès au capital. En enfermant ainsi les consommateurs, les fournisseurs pourraient passer des contrats moins diversifiés avec les producteurs dont la production pourrait mieux correspondre aux besoins de leurs charges (la centrale de pointe), facilitant ainsi les contrats plus ajustés.

Cependant, il faut noter que ce type de contrats soulève de nouveaux problèmes pour le régulateur. En particulier, si un monopole partiel est maintenu par la nouvelle franchise pour les petits consommateurs, le défi est d'assurer que les monopoles locaux ont des incitations suffisamment fortes pour négocier les prix bas avec les producteurs (Green, 2004, Finon, 2008a). Selon D. Finon cela peut fonctionner de deux façons : réguler (i) soit en comparant au travers des distributeurs (*yardstick competition*) (ii) soit par des appels d'offres pour les CLT. Cependant, si le secteur est fortement fragmenté dans la distribution et dans la fourniture, la régulation peut s'avérer complexe et coûteuse en information comme le souligne Littlechild (2006). De plus, la gestion du risque transféré vers le régulateur peut créer ses propres risques de *hold-up*, ce qui peut menacer les investissements comme évoqué ci-dessus. En ayant à l'esprit ces avantages et ces limites de la contractualisation, nous examinerons à présent l'alternative que constitue l'intégration verticale.

2.4.3 Le rôle de l'intégration verticale

Dans cette section, il est argué que l'intégration verticale, dans une certaine mesure accompagnée par des CLT, peut assurer la gestion du risque. Par conséquent, elle facilite les investissements dans les technologies nouvelles et capitalistiques. La section commence avec une discussion générale de l'intégration verticale observée et de son impact dans les marchés électriques européens. Ensuite,

¹ Producteur indépendant (*Independent Power Producer*)

² Ils expliquent que l'ouverture complète du marché de détail n'améliore pas l'efficacité de court terme puisque les mouvements des prix de gros ne sont pas communiqués aux prix de détail de façon réactive, et la concurrence s'exerce sur les marges de fourniture déjà réduites.

l'intégration verticale est discutée comme alternative efficace aux limitations des CLT (par l'économie des coûts de contractualisation).

2.4.3.1 L'intégration verticale observée et son impact dans les marchés électriques

La diminution de la concentration sur un marché par la dé-intégration horizontale et la séparation des activités par la dé-intégration verticale sont deux des objectifs de la libéralisation des industries électriques. L'intensité effective de cette double dé-intégration diffère considérablement selon les marchés électriques nationaux. Actuellement, les marchés électriques sont dominés par relativement peu de compagnies dans la majorité des Etats membres. En mesurant la part de capacités des trois plus grands participants dans le marché de gros, les marchés les plus concurrentiels sont, sans surprise, le marché régional nordique et celui du Royaume-Uni où cette part représente moins de 40 %. Suivent la Pologne et l'Autriche, alors que la France et la Belgique sont, avec les pays baltes, loin derrière et en quelque sorte « lâchés et talonnés par la voiture balai » (Ferron, 2006). Outre une concentration qui demeure élevée, de nombreuses entreprises tendent à acquérir des actifs ou à fusionner entre elles, et elles se redéployent vers d'autres marchés ou vers des industries de réseaux comme le gaz naturel. On peut relever dans la période 1998-2003 environ 135 cas de fusions et d'acquisitions (M&A) dans les secteurs du gaz et de l'électricité européens, un tiers étant transfrontalières et deux tiers nationales (Codognot et al., 2002). L'exemple récent de la grande fusion entre Gaz de France/Suez et Enel/Endesa¹ témoigne que la consolidation du marché ne cesse de s'approfondir (Capgemini, 2008).

Ces concentrations horizontales s'expliquent de façon classique : il s'agit de diversifier les risques, optimiser les actifs, accroître la surface financière pour financer de gros investissements, réduire les coûts par l'effet d'échelle (Finon, 2004). Celui-ci est étroitement lié à la nature de la source. Il est maximum pour le nucléaire, beaucoup plus faible pour la TGCC et encore plus faible pour l'éolien. Nous apercevons ici l'importance d'une certaine structure de marché car elle peut également amener à un certain mix énergétique. Il y a plus de chance que l'on s'oriente vers des options capitalistiques non carbonées dans les pays à secteur très oligopolistique (Allemagne, France, Belgique, Pays baltes, etc.) que dans les pays où le secteur est éclaté (Royaume-Uni, Italie, Scandinavie, etc.) (Finon, 2005).

Des degrés élevés d'intégration verticale (de la production à la vente) dominant également la majorité des marchés européens. Par exemple, en Espagne quatre entreprises intégrées représentent 93 % de la production et 97 % de la vente au détail. Cette intégration reste forte en Belgique et en France, alors qu'elle est faible en Slovaquie, en Pologne et en Hongrie où la loi a contraint à la dé-intégration verticale. Néanmoins, les dé-intégrations polonaise et hongroise sont équilibrées par les contrats de long terme passés entre les producteurs indépendants et les fournisseurs. A l'inverse, l'intégration française est contrebalancée par le mécanisme des VPP (*virtual power plants*) au travers

¹ Afin d'autoriser les fusions, la Commission exige habituellement la vente effective des parts des actifs par les groupes concernés aux autres entreprises.

duquel EDF, depuis 2001, met sur le marché aux enchères des droits de tirage sur la production de centrales de base et de pointe qui restent sa propriété (Ferron, 2006).

Il faut aussi noter que certains marchés présentaient au début des années quatre-vingt-dix des niveaux de dé-intégration relativement importants, mais que par la suite ils ont davantage recouru à l'intégration verticale. Par exemple, le marché électrique au Royaume-Uni était représenté par trois entreprises productrices majeures et vingt deux fournisseurs. Aujourd'hui, la vente d'électricité aux particuliers est assurée par un oligopole de cinq distributeurs verticalement intégrés qui détiennent environ 50 % des actifs de production dans le pays. Les distributeurs alternatifs ne détiennent pas plus de 1 % des clients résidentiels au niveau national (Salies, 2007). De façon similaire, au milieu des années quatre-vingt-dix, le marché Australien était caractérisé par la séparation complète de la production et de la vente. Actuellement, l'intégration verticale semble devenir une stratégie dominante : en 2007, quatre fournisseurs majeurs ont détenu près de 75 % du marché et 73 % des actifs de production (NERA, 2007). Le mouvement en cours où les fournisseurs compétitifs acquièrent des capacités de production afin de satisfaire une fraction importante de leurs engagements sur le marché de détail constitue potentiellement une réponse efficiente (i) au besoin de gestion du risque des fournisseurs et (ii) aux coûts de transaction relativement élevés associés au fonctionnement des marchés de gros (Joskow, 2008).

Les inquiétudes de Bruxelles¹

Dans les conclusions de l'enquête sectorielle sur les marchés européens de l'énergie menée par la Commission depuis 2005, il est souligné que l'intégration verticale amont-aval peut permettre aux firmes d'exercer un pouvoir de marché (à travers la forclusion²), ce qui peut résulter en des prix de détail plus élevés (European Commission, 2007a). A ce sujet, Joskow (2008) considère que les problèmes liés à la concurrence n'existent pas tant qu'il y a un nombre suffisant de fournisseurs intégrés verticalement et que ceux-ci sont en concurrence sur le marché. Cependant, si les marchés en amont et en aval sont caractérisés par un pouvoir de marché significatif, l'intégration verticale pourrait réduire davantage la compétition en augmentant les coûts d'entrée pour les fournisseurs concurrentiels (Riordan 1998). Bertram (2006) confirme que l'intensité de la compétition en Nouvelle Zélande a diminué de façon importante suite à l'intégration verticale des fournisseurs. En revanche, Moran (2006) trouve que l'intégration verticale en Australie n'a pas soulevé de problèmes de pouvoir de marché (cf. Bushnell, 2007 également). Par conséquent, le régulateur peut avoir à arbitrer entre l'augmentation de l'efficacité permise par les échanges au niveau du marché de gros et l'augmentation du pouvoir de marché.

¹ Pour une analyse détaillée des opinions et des actions adoptées par la Commission en vue des fusions et des acquisitions et des intégrations verticales, voir Newbery (2007).

² La forclusion se traduit par le fait qu'un acteur qui intervenait auparavant sur un marché intermédiaire cesse d'intervenir sur ce marché du fait de l'intégration verticale car il réserve sa production à sa division aval. On peut distinguer la forclusion amont qui renchérit les coûts d'approvisionnement et la forclusion aval qui consiste à réduire la demande s'adressant aux concurrents sur le secteur amont.

Ce qui demeure moins controversé est que l'intégration verticale a généralement des impacts positifs sur l'investissement. Comme constaté dans la section 2.4.2.1, les fournisseurs en concurrence dans un marché séparé verticalement ont tendance à préférer des contrats de court terme aux contrats de long terme, afin de réduire le risque d'une chute des prix de gros. Cela en retour augmente le risque de prix de l'électricité pour les producteurs, ce qui conduit à la baisse des investissements. Dans de telles situations, les producteurs seraient incités à s'intégrer avec les fournisseurs (et à s'intégrer horizontalement avec un autre producteur) afin de tenter d'augmenter les prix jusqu'à leur niveau le plus rentable (Newbery, 2002). L'intégration verticale permet donc aux fournisseurs et aux producteurs de gérer les risques et, se faisant, de faciliter et de diversifier l'investissement.

2.4.3.2 L'intégration verticale *versus* les contrats de long terme

Dans la section 2.4.1.2, on a vu que l'intégration verticale provoque l'internalisation par la firme d'une gamme de coûts (et de risques) qui autrement auraient été gérés au travers de la contractualisation. Cette intégration est préférable quand les coûts de transaction dépassent les coûts organisationnels internes. Dans la section 2.4.2.1, il a été expliqué que les coûts de la contractualisation, qui sont potentiellement importants dans les marchés électriques libéralisés, résultent en particulier des divergences d'intérêts (e.g. l'horizon d'investissement, la spécificité des actifs, le risque du prix de gros) et du risque d'opportunisme. Cela complexifie en retour l'élaboration des contrats et augmente les coûts de transactions.

Bien que les contrats de long terme (CLT) permettent le partage des risques (de construction, de prix de combustible, de prix de l'électricité, de la quantité...) entre les différentes parties, ces risques sont supportés à l'intérieur d'une seule firme quand il y a intégration verticale. Les producteurs sont ainsi moins encouragés à exploiter les avantages de négociation et les avantages informationnels de court terme, puisque la majeure partie de leur production électrique est confiée aux consommateurs intégrés. Par conséquent, bien que l'intégration verticale réduise l'étendue pour les marchés des contrats, elle diminue les asymétries d'information et les négociations stratégiques qui sont communes dans les marchés des contrats, et elle économise donc sur les coûts de contractualisation. Ainsi, les garanties inhérentes à l'arrangement vertical facilitent l'obtention d'un financement impliquant un coût plus bas de transaction par rapport au nombre significatif de contrats nécessaires entre les différentes parties dans le cas des CLT, qui s'associe bien évidemment à un coût de transaction plus élevé (Finon, 2008a).

Les bénéfices du rôle réduit du prix de l'électricité de gros

Dans la firme intégrée verticalement, les risques associés aux changements asymétriques des marges de profit dues aux fluctuations du prix de l'électricité sont contrôlés à chaque stade de la chaîne : ce qui est perdu par une partie de la firme est récupéré par l'autre (Finon et Perez, 2008). Les volatilités des prix de gros jouent un rôle réduit dans la fonction objective de la firme, puisque le rôle de la contractualisation est réduit et couvre seulement la capacité restante non engagée. En effet,

alors que les prix spot permettent normalement la récupération des coûts marginaux à court terme, les firmes intégrées sont davantage concernées par la récupération des coûts moyens à long terme, ce qui diminue les problèmes d'adéquation des investissements dans les marchés libéralisés¹ comme évoqués par e.g. Joskow (2006). Et cela peut être bénéfique pour la diversification.

Le rôle réduit joué par les prix de marché de gros et l'internalisation des prix de l'électricité à l'intérieur des firmes intégrées diminue également le risque d'une intervention réglementaire (e.g. le prix plafonné) (Meade et O'Connors, 2009). En effet, les variables de décision les plus importantes pour les firmes intégrées, par exemple la quantité des combustibles et les coûts moyens de production, ne sont pas connues par les régulateurs, ce qui complique par conséquent les tentatives de régulation. Avec l'intégration verticale, le risque d'un comportement opportuniste du régulateur est ainsi plus faible qu'avec des contrats de long terme.

Le risque réduit d'opportunisme des fournisseurs, des grands consommateurs

Les producteurs peuvent non seulement se couvrir contre les risques de prix et de quantité, mais en disposant d'un portefeuille diversifié des technologies ils sont également mieux placés pour s'intégrer avec la base diversifiée des consommateurs. Une telle diversification présente un profil de charge moins variable et elle réduit l'exposition du producteur à la perte d'un grand consommateur particulier ou d'un groupe de consommateurs. Les firmes diversifiées et intégrées sont donc moins exposées aux risques de *hold-up* intervenant lorsque les consommateurs sont non intégrés. Rappelons, que ces risques proviennent des entrées compétitives potentielles dans le marché de détail (ou de la compétition dans les marchés de produits des grands consommateurs) et ils se transmettent ensuite en amont aux producteurs et, au-delà, aux approvisionneurs de combustibles et de capital. En diminuant donc le rôle relatif des marchés par rapport aux contrats, l'intégration verticale réduit également la possibilité de nouvelles entrées dans le marché de détail puisque chaque nouvel entrant devrait également investir dans une capacité de production. Cette condition pour l'investissement conjoint dans la fourniture et la production accroît de façon significative les coûts d'entrée pour les nouveaux entrants potentiels, ce qui dissuade par conséquent leur arrivée et le risque d'opportunisme.

Cependant, même si les entrants dans le marché de détail n'étaient pas obligés d'investir dans la production, ils seraient obligés de se « battre » pour obtenir une fraction des consommateurs du producteur intégré, dans la mesure où les marchés des contrats se sont rétrécis (Meade et O'Connor, 2009). Ceci paraît compliqué néanmoins puisque les producteurs sont souvent plus grands que les fournisseurs, ce qui réduit l'exposition du producteur au risque d'échec et de *hold-up*. De plus, le

¹ Joskow souligne le problème de *missing money* qui est expliqué par des niveaux de prix ne permettant pas de garantir le rendement de l'investissement surtout pour les équipements de pointe qui dépendent d'un niveau élevé de prix, par essence aléatoire et sur une durée courte elle-même aléatoire. En effet, une centrale de pointe n'est plus certaine de fonctionner un nombre d'heures par an suffisant pour être rentable compte tenu, par exemple, de la part des énergies renouvelables qui se substituent à ces moyens de pointe à certaines heures. Ces tensions récurrentes conduisent à constater que les mécanismes de financement classiques, *c'est-à-dire* uniquement en fonction du fonctionnement et des prix du marché, compte tenu du risque encouru, ne sont plus forcément efficaces, et qu'il devient nécessaire d'insérer un système plus incitatif aux investissements que l'unique signal prix.

producteur intégré est seulement intéressé dans la récupération des coûts moyens de long terme afin d'assurer sa survie face aux nouvelles entrées. A cette fin, et en principe, il pourrait utiliser des subventions croisées pour les « consommateurs exposés au risque » aux dépens des « consommateurs non exposés au risque », ce qui augmenterait sa viabilité financière et dissuaderait les nouvelles entrées.

Pour résumer, les économies potentielles de coûts de la contractualisation (en raison des asymétries d'information, des négociations stratégiques diminuées, des risques d'opportunisme et risques réglementaires réduits) indiquent que l'intégration verticale peut être préférée aux contrats de long terme. Ce point de vue est renforcé par le fait que l'intégration verticale devient une forme de gouvernance prééminente sur les marchés électriques où il n'y a pas de contrats importants (e.g. la Nouvelle Zélande, cf. Hansen, 2004) ou avec des marchés des contrats relativement liquides (e.g. le Royaume-Uni). En revanche, les contrats sont souvent imposés par le processus de libéralisation ou bien résultent d'arrangements historiques (e.g. les contrats de long terme d'Etat avec les grandes firmes industrielles). Ils peuvent donc être considérés comme une forme de gouvernance exogène (c'est à dire reflétant les contraintes politiques plus vastes) plutôt qu'une forme institutionnelle déterminée de façon endogène (Meade et O'Connor, 2009). Cependant, leur contribution peut s'avérer important pour réaliser les équilibres offre-demande en temps réel, même pour les producteurs verticalement intégrés, comme discuté ci-dessous.

La complémentarité des contrats de long terme

La contractualisation, comme les marchés spot, continuent de jouer un rôle important même dans les systèmes intégrés verticalement. Les incertitudes dans l'offre et dans la demande impliquent que les producteurs intégrés ne sont pas toujours capables de maintenir l'équilibre parfait entre la capacité et la charge intégrée (*embedded load*). Meade et O'Connor rappellent cependant que le risque est moins important par rapport aux dépendances constatées sur les marchés spot seuls ou sur les marchés des contrats de long terme.

Par exemple, les producteurs dont l'approvisionnement en combustibles est incertain seraient disposés à s'intégrer seulement dans la limite de la charge intégrée qu'ils s'attendent à satisfaire en utilisant la production domestique pendant une fraction de temps importante. Dans la mesure où la charge est élevée, au moins sous certains scénarios d'approvisionnement en combustible, les producteurs devraient compléter la production domestique à partir d'achats auprès d'autres producteurs, soit sur les marchés spot soit sur les marchés des contrats de long terme. Pour compenser les déséquilibres de temps réel, un portefeuille de contrats de long terme, accompagné dans une moindre mesure par des marchés spot volatils, permet une bonne correspondance entre la gestion du risque et l'investissement de longue durée pour la part des capacités du producteur qui ne peut être parfaitement équilibrée par l'intégration.

2.4.4 La discussion

L'intégration verticale est en général associée à un portefeuille diversifié de technologies de production. Cette diversification fournit des avantages de couverture des risques d'investissement supérieure pour les firmes intégrées par rapport à la situation des producteurs purs (*merchant*), même si ces derniers sont assurés par des contrats de long terme avec des parties crédibles (Chao et al., 2005). L'intégration verticale permet également de financer des grands investissements capitalistiques puisqu'il est plus facile d'obtenir des prêts, ce qui n'est pas le cas des producteurs purs qui sont habituellement moins diversifiés (Finon et Perez, 2008). De plus, les grandes compagnies disposent souvent de capacités d'expertise dans la gestion des projets, ce qui leur permet de mieux gérer les coûts de conception des grands équipements et ce qui facilite la négociation avec les grands constructeurs et les approvisionneurs de combustibles sur le plus long terme. Cependant, les grandes compagnies bénéficient souvent de positions dominantes, ce qui soulève des questions sur les risques du pouvoir de marché et les obstacles à l'entrée.

La problématique de la concurrence d'un marché oligopolistique avec des firmes verticalement intégrées renvoie également à l'enjeu de l'amélioration de l'intégration des marchés, ce qui dépend des règles d'accès aux interconnexions, de l'alignement des règles des marchés et du renforcement éventuel des interconnexions. Les modélisations effectuées sur le marché nordique montrent que l'élargissement du marché norvégien à la Suède accompagné de la mise en œuvre d'une architecture de marché performante, notamment pour les échanges frontaliers, a réduit sensiblement les risques de pouvoir de marché des deux opérateurs dominants suédois (Amundsen et al., 1998).

En tout cas, le risque du pouvoir de marché devrait être arbitré par rapport aux gains d'efficacité permis par les structures verticales. Selon Finon et Perez (2008), l'abus de pouvoir de marché peut équilibrer les bénéfices sociaux émanant des capacités fortes des firmes intégrées à investir dans les équipements intensifs en capital et à contrôler les coûts et les risques. Le problème de la concentration du marché doit également être mis en balance avec la nouvelle vague d'investissement dans les prochaines décennies et avec la nécessité de mise en œuvre rapide d'équipements peu carbonés et largement capitalistiques.

Cet arbitrage entre le pouvoir de marché et les gains d'efficacité mérite de nouvelles recherches tout comme les solutions axées sur la demande et les réseaux intelligents (*smart grids*) qui n'ont pas été examinées dans ce chapitre. En effet, le réseau intelligent correspond à un ensemble de systèmes et d'équipements qui permet de mieux gérer le réseau électrique, d'intégrer efficacement les actions de tous ceux qui y sont connectés : producteurs et consommateurs. Efficacement, c'est-à-dire en économisant l'énergie, en sécurisant la distribution, en diminuant la consommation de pointe et en intégrant de plus en plus les énergies alternatives. Cette nouvelle vision du réseau est cependant plus complexe et plus difficile à gérer que le système linéaire hiérarchique dominant jusqu'à présent. Elle rencontre cependant encore des problèmes de partage des coûts, des obstacles réglementaires, des oppositions locales et un manque d'efforts coordonnés de recherche (European Commission, 2007).

CONCLUSION DU CHAPITRE I

Ce chapitre a eu pour objectif d'illustrer comment le processus de libéralisation contribue à déterminer les tendances futures des investissements et donc des émissions. Avec environ un tiers des émissions de CO₂ énergétique dans l'Union européenne liées à la combustion des énergies fossiles, la contribution de l'industrie électrique européenne devra être importante si elle doit diminuer son empreinte climatique. La possibilité pour le parc électrique de devenir plus sobre en carbone passe, pour les prochaines décennies, par une nouvelle vague d'investissements. Une réduction des émissions pourrait alors être obtenue au travers d'une combinaison des mesures existantes comme le passage du charbon au gaz ou la substitution générale des centrales thermiques par les énergies renouvelables et par le nucléaire dans les pays qui en maîtrisent la technologie et où l'acceptabilité sociale est positive.

Cependant, le processus de libéralisation dans les industries électriques européennes modifie radicalement les conditions de l'investissement par rapport au cadre planifié qui a dominé jusqu'aux années 1990. Actuellement, les investissements résultent de décisions décentralisées prises dans le but de maximiser la valeur de la firme. Ils sont guidés par les signaux émis par les prix de l'électricité qui doivent orienter vers les types et les quantités de capacités dont le marché a besoin. Or, comme on l'a vu, la logique du marché est fondamentalement porteuse de risques (e.g. la volatilité et l'incertitude des prix de l'électricité, du gaz), dont la couverture par le développement des produits physiques et financiers demeure largement inadéquate. Les observations sur les investissements depuis plus d'une décennie indiquent que le nouveau modèle du marché décentralisé, où les producteurs font face à tous les risques et ce, quel que soit leur degré d'aversion au risque, privilégient les investissements à coût initial bas et à temps de retour plus court, tels que les centrales à gaz (« l'erreur la moins chère » pour un investisseur), alors que les équipements largement capitalistiques, certains pourtant favorables du point de vue environnemental, sont délaissés. Dans le cadre du renouvellement et de l'extension nécessaires des capacités dans les prochaines décennies, une spécialisation excessive du mix technologique peut résulter en un développement inopportun des capacités et en une orientation inadaptée du mixe technologique d'ensemble, ce qui va avoir une incidence durable sur les trajectoires des émissions.

L'impact de la libéralisation sur les tendances des émissions reste cependant ambigu puisque la variété des comportements d'investissement dépendra également des pays puisque tous ont réformé leur industrie électrique de façon spécifique, notamment en matière d'organisation industrielle (le degré de concentration horizontale et verticale). Il y a ainsi plus de chance que l'on s'oriente vers des options capitalistiques non carbonées dans les pays à secteur très oligopolistique (Allemagne, France, Belgique, Pays Baltes, etc.), que dans les pays où le secteur est plus fragmenté (Royaume-Uni, Italie, Scandinavie, etc.).

Par ailleurs, pour répondre à la nouvelle donne créée par la perspective du marché unique et aux dysfonctionnements des marchés, les acteurs procèdent de plus en plus à des fusions et acquisitions ou encore à la réintégration verticale entre production et vente, ce qui peut s'expliquer par leur volonté de diversifier les risques, d'optimiser leurs actifs ou encore d'accroître leur surface

financière pour financer de gros investissements. La convergence des anticipations peut également être facilitée par l'établissement de contrats de long terme qui permet le partage du risque entre acteurs. Néanmoins, les autorités de la concurrence, en se préoccupant déjà de l'impact de la concentration sur l'efficacité de la concurrence dans les marchés de gros et de détail, peuvent adopter une attitude ferme vis-à-vis des accords futurs dans la production et dans l'offre. Il reste encore à déterminer dans quelle mesure ces accords peuvent faciliter la réalisation des objectifs climatiques en favorisant le recours à des équipements risqués et plus intensifs en capital.

Chapitre II : LE SCEQE – NOUVELLE CONTRAINTE POUR LES INVESTISSEMENTS

Les experts du groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) s'accordent sur le fait qu'il est impératif de réduire les émissions d'au moins 50 % en 2050 pour que l'augmentation de la température moyenne globale ne dépasse pas les 2°C (Heal, 2007). « Le seul moyen pour que la communauté internationale limite l'augmentation des émissions est que les gouvernements, les industries et les individus prennent en compte les coûts associés aux émissions dont ils sont responsables. (...) Le prix du carbone est essentiel pour que la réduction des émissions carboniques devienne un impératif des industriels (...). Puisque le changement climatique représente un problème global, le prix du carbone devrait être établi au niveau international » (UK Department of Trade and Industry, 2006).

Face à cet impératif déjà cristallisé dans le Protocole de Kyoto signé en 1997, l'emploi des systèmes de permis échangeables se développe dans les pays de l'OCDE parallèlement aux taxes environnementales. Les gouvernements cherchent ainsi à introduire des instruments de marché plus flexibles pour résoudre les problèmes environnementaux. Cependant, contrairement aux taxes, le système de permis échangeables est un instrument basé sur les quantités plutôt que sur les prix. L'introduction d'un quota quantitatif procède alors soit par un plafond maximal dans les systèmes de *cap & trade* soit par un engagement minimal de performance dans les systèmes de *baseline & credit*¹.

Le système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE), qui constitue un système de *cap & trade*, a été créé dans le but de réduire les émissions d'une manière coût-efficace² (European Commission, 2005). L'instauration du SCEQE introduit cependant un nouveau risque sur les investissements en raison des fluctuations à attendre du prix de la tonne de CO₂ et des incertitudes sur l'évolution de la contrainte carbone sur la durée de vie des projets. En outre, la façon avec laquelle le coût du carbone se répercute sur le prix de l'électricité, qui dépend également des règles d'allocation, accroît le risque-prix sur le marché de gros. Le SCEQE se superpose ainsi aux enjeux des investisseurs dans les marchés libéralisés examinés dans le Chapitre I.

L'objet de ce chapitre est d'examiner : (i) l'introduction du SCEQE dans la politique climatique européenne, (ii) les nouveaux risques associés pour les investisseurs et les mécanismes de réponse, et (iii) l'influence du SCEQE à court et moyen terme sur le choix technologique dans la production d'électricité en Europe. Quatre sections sont ainsi développées.

¹ Sous un système de *baseline & credit*, un niveau de référence d'émissions est assigné aux agents pollueurs. Si leurs émissions actuelles sont inférieures à la référence, ils obtiennent des crédits qui peuvent être ensuite vendus aux acteurs dont les émissions excèdent leur niveau référentiel d'émissions.

² Une politique coût-efficace vise l'ensemble des actions permettant de minimiser le coût de satisfaction d'un objectif environnemental donné (Criqui, 2008).

La première section explique les raisons principales qui justifient l'intervention publique : l'internalisation des externalités environnementales et la stimulation du changement technologique, ainsi que l'introduction du SCEQE au niveau européen. La deuxième analyse les premières années du fonctionnement du SCEQE et son impact sur les marchés électriques. Un accent particulier est mis sur les risques spécifiquement liés au prix du carbone et sur certains aspects de *design* du système pouvant influencer d'une manière contradictoire les décisions et les choix technologiques. Une discussion est ensuite menée sur l'impact du SCEQE sur le choix technologique à court et à moyen terme. La troisième section développe davantage l'incertitude de prix du carbone du point de vue de l'élargissement du marché du carbone au niveau international (au-delà de l'UE). Cela nous amène dans la quatrième section à la discussion des mesures complémentaires à l'architecture du SCEQE afin de rendre le prix du carbone plus « crédible » et, ainsi, de faciliter la tâche des investisseurs.

1 L'introduction du SCEQE : les instruments du marché au service de la politique européenne du climat

Cette partie présente la littérature économique des instruments du marché qui s'inscrit dans le cadre de la théorie des régulations environnementales. Nous rappelons dans un premier temps la nécessité d'une intervention de l'Etat pour résoudre les problèmes d'externalités. Dans un second, nous revenons sur les justifications du système de permis échangeables en termes d'efficacité statique et dynamique. Enfin, nous étudions le processus d'adoption du SCEQE au niveau européen.

1.1 L'approche néoclassique de la régulation environnementale

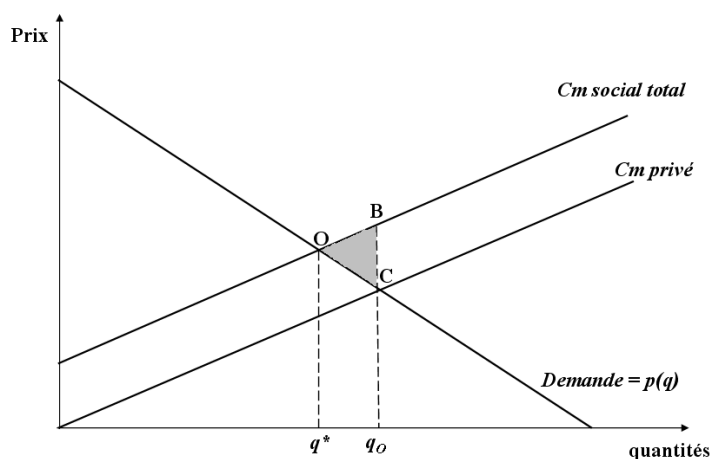
Depuis le principe de la main invisible élaboré par Adam Smith, un marché supposé parfaitement concurrentiel doit conduire à une situation Pareto-optimale pour la société dans son ensemble¹. Dans le marché, le signal émis par les prix permet la coordination des activités des acheteurs et des vendeurs. Il donne les informations nécessaires sur l'état de la demande et de la production. En l'absence de défaillances de marché, l'intervention de l'Etat n'est pas requise pour améliorer le bien-être des individus.

Les problèmes apparaissent quand des externalités sont créées, c'est-à-dire quand un échange volontaire entre deux parties affecte l'un des deux ou un tiers de façon positive ou négative, sans qu'il y ait compensation monétaire. Les externalités sont positives si elles procurent un bénéfice supplémentaire aux parties qui en profitent et négatives lorsqu'elles font supporter un coût (ou une perte de bien-être) aux parties qui les subissent. Les externalités liées à une dégradation de l'environnement sont toutes des externalités négatives. Les pollutions entrent dans cette catégorie. La

¹ Un optimum de Pareto implique que le bien-être d'un individu ne peut plus augmenter sans diminuer celui d'un autre individu.

pollution implique donc un coût pour la société, ce qui l'empêche d'atteindre son bien-être optimal. En effet, comme l'économie du bien-être l'a démontré au travers notamment des travaux de Pigou (1920), les externalités se traduisent généralement par une divergence entre l'équilibre du marché et l'optimum social. Supposons que la production d'un bien X induise une externalité négative dont le niveau croît avec les quantités de biens produits (cf. le Graphique 11). Si les producteurs ne prennent pas en compte ce coût externe, ils produisent le bien X jusqu'à ce que leur bénéfice marginal privé soit nul, c'est-à-dire jusqu'à q_0 . Or on voit que q_0 est différent de q^* , qui est le niveau de production associé au bénéfice social maximal. En résumé, si les producteurs ne prennent pas en compte le coût externe induit par leur activité, l'équilibre obtenu n'est pas un optimum social et la perte de bien-être est égale à la surface OBC sur le Graphique 11.

Graphique 11 : La divergence entre l'équilibre de marché et l'optimum social



Les défaillances du marché que représentent la pollution et les autres externalités résultent de la liberté, qui est attribuée aux parties, d'utiliser l'environnement sans contraintes, en absence de régulation. L'origine de ces défaillances est l'absence de droits de propriété clairs pour un bien environnemental (Coase, 1960)¹ : « *if we could get the assignment of property rights correct, the desired conservation policies could be achieved by parties exercising those rights* » (Starrett, 2003). Si, par exemple, les individus créaient des droits de propriété pour l'air propre, alors toute action polluante exigerait un accord et une compensation monétaire avec le propriétaire de ce droit. Réciproquement, si les entreprises polluantes détenaient des droits à polluer l'air, les individus devraient payer les entreprises pour que celles-ci diminuent la pollution.

Néanmoins, le concept de bien collectif empêche la société de créer et d'appliquer les droits de propriété pour l'environnement. Par opposition aux biens privés qui sont consommés par un individu unique, un bien collectif combine deux caractéristiques : la « non-excludabilité » et « la non rivalité » de son usage. La première caractéristique signifie qu'aucun individu ne peut être exclu des bénéfices générés par la fourniture d'un bien collectif. La seconde implique que le bien collectif peut

¹ L'idée centrale de Coase (1960) est, que dans un monde où les coûts de transaction sont nuls et les droits de propriétés bien définis, il est possible d'obtenir une allocation optimale des ressources sans intervention de l'État.

être consommé par plusieurs individus sans que la quantité consommée par l'un diminue les quantités disponibles pour les autres (Samuelson, 1954).

Dans le cas des biens environnementaux, les marchés échouent donc le plus souvent à cause de leur incapacité à définir des droits de propriété pour ces biens non-rivaux et non-exclusifs. Par exemple, un individu ne peut pas vendre ses droits d'air propre sans affecter simultanément la qualité de l'air de chacun dans les environs. Les intérêts des parties qui ne participent pas à l'échange doivent être pris en compte par une négociation multilatérale impliquant également les coûts de transaction significatifs (Gayer et Horowitz, 2006). Néanmoins, le grand nombre d'individus rend cette négociation pratiquement impossible et l'intervention de l'Etat devient indispensable pour résoudre le problème des externalités ou des « défaillances du marché » qui empêchent les marchés d'atteindre leur optimum social. L'efficacité de Pareto peut s'étendre aux externalités hors marché, simplement en agrandissant le domaine des prix. Le cœur d'une régulation efficace par l'Etat est donc la création d'un prix affecté à la pollution ou aux émissions de gaz à effet de serre (GES) dans le cas du changement climatique¹.

1.1.1 Les taxes ou les quotas : les fondamentaux théoriques

La fixation-prix est une caractéristique essentielle des instruments de marché. Le prix du carbone peut être obtenu par deux moyens : le prix est fixé soit directement en employant une taxe carbone, soit indirectement en définissant un quota et en permettant l'échange des permis d'émissions entre les firmes (le système de *cap & trade* tel que le SCEQE) (Grubb et Newbery, 2007).

Comme Pigou l'a expliqué, une taxe sur la pollution fournit une incitation pour une source polluante à réduire sa pollution et, ainsi, à économiser l'utilisation de l'environnement. Pour chaque unité de pollution, le pollueur doit choisir soit de payer la taxe soit de réduire sa pollution au travers des moyens à sa disposition. Chaque agent pollueur réduira ses émissions par rapport au cas "sans" pollution jusqu'à ce que ce qu'il soit plus coûteux (en termes de profits perdus ou de coûts de réduction plus élevés) de réduire une unité d'émission que de payer la taxe. Cela résulte en des coûts marginaux de réduction qui sont égaux à la taxe et, ainsi, qui sont égaux au travers de toutes les sources régulées. La taxe doit être fixée à un niveau qui permet d'atteindre le niveau désiré d'émissions, ce qui mènera à une utilisation optimale des ressources (efficacité allocative).

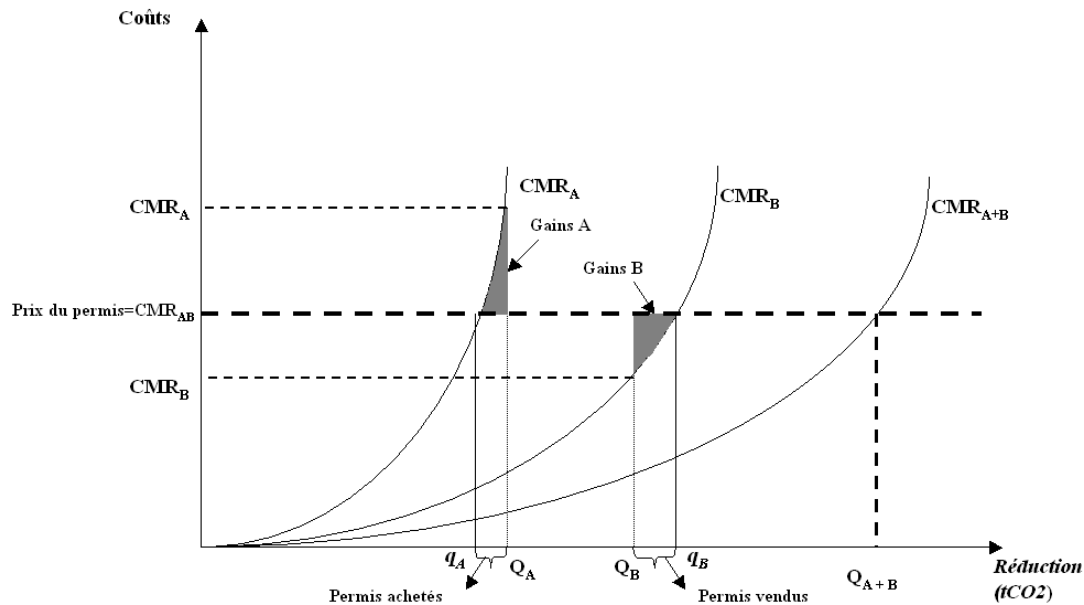
La deuxième démarche, suggérée par Dales (1968), propose que les agents pollueurs présentent un permis pour chaque unité de pollution. Les permis sont échangeables, ce qui autorise des niveaux d'émission différents pour les différents agents régulés. En fixant un quota d'émissions plus faible par rapport au cas "sans" pollution, les autorités publiques créent un déficit de permis, ce qui mène à un prix de permis positif. Cela établit donc le prix pour la pollution comme dans le cas des taxes. Comme dans le cas des taxes, chaque agent pollueur réduira ses émissions jusqu'à ce que ce

¹ Six polluants ou gaz à effet de serre (GES) contribuent au réchauffement climatique : le gaz carbonique (CO₂), le méthane (CH₄), le protoxyde d'azote (N₂O), les hydrocarbures partiellement fluorés (HFC) et totalement fluorés (PFC) et l'hexafluorure de soufre (SF₆).

qu'il soit plus coûteux de réduire une unité supplémentaire d'émission que d'acheter (ou de ne pas vendre) le permis. Dans un marché de permis en situation de concurrence parfaite, les coûts marginaux de réduction sont égaux au prix des permis et sont donc les mêmes pour tous les acteurs régulés. L'égalité des coûts marginaux est une condition impérative pour atteindre un objectif environnemental au moindre coût ; c'est la condition de « coût-efficacité » (Baumol et Oates, 1988) (cf. Encadré 3). En retour, cette condition est un préalable pour atteindre l'optimum social : les instruments économiques qui permettent d'obtenir un bon rapport coût-efficacité atteignent également l'efficacité de Pareto si l'objectif est optimal (Helfand et al., 2003). Le nombre de permis qu'émettent les autorités publiques devrait correspondre au niveau désiré d'émissions.

Encadré 3 : « Coût-efficacité » et système de permis d'émission échangeables

Prenons par exemple le cas de deux producteurs de l'électricité A et B soumis à des quotas d'émissions CO_2 Q_A et Q_B . La réalisation de l'objectif Q_A se traduirait pour le producteur A par un coût marginal de réduction CMR_A important. La possibilité d'échanger les permis lui permet de réduire ses émissions de CO_2 jusqu'à q_A et d'acheter des permis au prix d'équilibre : prix du permis pour atteindre l'objectif Q_A . De son côté, le producteur B accroît la réduction des émissions jusqu'à q_B et revend le surplus de permis sur le marché au prix du permis. L'introduction des permis entraîne une réduction de réalisation de l'objectif global $Q_{A+B} = Q_A + Q_B$ matérialisée par les surfaces grises, par rapport à une situation sans flexibilité où les producteurs sont soumis aux quotas initiaux sans possibilités d'échanges.



Source : à partir de Blanchard et Criqui, 2000

Certes, on pourrait, sans échanges, atteindre le même résultat en imposant des normes et standards techniques différenciées aux producteurs, appelés aussi *command and control* (CAC). Mais, en situation d'information imparfaite pour le régulateur, il n'est pas possible d'attribuer des objectifs correspondant aux quantités efficaces (q_A et q_B). Le système de permis d'émission échangeables permet d'attribuer des objectifs non spécifiques à l'ensemble des producteurs tout en garantissant la minimisation du coût global de réalisation de l'objectif par l'égalisation des coûts marginaux de réduction. En outre, cette attribution finale de partage de l'effort en équilibre est égale pour toutes les attributions initiales des permis (Montgomery, 1972)¹.

En effet, d'un point de vue économique, si les coûts de réduction sont connus, la taxe carbone et le système de quota sont équivalents. Définir un objectif quantifié revient à définir un coût ; définir un niveau de taxation permet de connaître le niveau d'émissions qui en résultera. Si les coûts de réduction sont incertains, le choix, selon Weitzman (1974), repose sur une comparaison des pentes des courbes de coûts de réduction et de coûts des dommages au voisinage de l'optimum supposé. Une pente plus forte de la courbe des coûts de réduction signifie que le dommage s'accroît lentement avec le niveau de pollution et nécessite un choix d'instruments basés sur les prix. Une pente plus forte

¹ La conclusion de Montgomery tient seulement dans les conditions suivantes : zéro coût de transaction, concurrence parfaite dans le marché des permis et des biens, acteur rationnel et maximisateur, conformité et mise en application complètes et information parfaite sur le coût de réduction des firmes et sur le prix de permis.

de la courbe de coûts des dommages signifie que le dommage augmente rapidement avec le niveau de pollution et nécessite un choix d'instruments basés sur les quantités (Pizer, 2002).

Dans le cas du changement climatique, les coûts dérivent des réductions d'émissions, tandis que les bénéfices dérivent des concentrations atmosphériques de gaz à effet de serre réduites. Étant donnée l'importance du stock actuel de gaz carbonique dans l'atmosphère (760 GtC) par rapport aux émissions anthropiques annuelles (environ 8 GtC), les concentrations changent lentement (Philibert, 2003). Le bénéfice marginal de réduction est donc essentiellement plat, alors que le coût de réduction peut augmenter rapidement au-delà d'un certain point. Comme dans la plupart des cas de pollution-stock, ces arguments jouent plutôt en faveur d'une taxe carbone comme le confirment plusieurs études qui montrent, en général, qu'il faudrait des dommages climatiques coûtant plusieurs milliers de fois plus que les estimations pour renverser la préférence pour les taxes (Hoel et Karp, 2001 ; Pizer, 2002).

Cependant, des aléas et des changements non linéaires du climat ne sont pas exclus par la science du changement climatique. La probabilité de l'effondrement du bien-être planétaire n'est pas négligeable, bien que cette faible probabilité n'est pas objectivement connue (Weitzman, 2007, 2009). L'incertitude de paramètre structurel qui se manifeste dans la queue épaisse des distributions de probabilité s'avère donc très importante. La collecte d'information sur les incertitudes de queue épaisse représentant les désastres climatiques rares devrait, selon Martin Weitzman, être la priorité pour la recherche. Ainsi, dans le cas des hypothèses où les dommages climatiques s'accroissent soudainement, il convient non seulement de choisir un instrument de quantité, mais également de réduire rapidement les émissions mondiales afin de stabiliser les concentrations atmosphériques de gaz à effet de serre à un niveau proche de leur niveau actuel. Une analyse de sensibilité conduite par Newell et Pizer (2000) estime que les quantités deviendraient préférables si les réductions à court terme étaient égales ou supérieures à 40 % des émissions mondiales. Autrement dit, les quotas sont cohérents avec des réductions très fortes. Si la communauté internationale choisit un rythme de réduction moins rapide, alors il serait préférable de choisir des instruments basés sur les prix. Souvent cependant, on ne doit pas choisir exclusivement entre la taxe ou les quotas¹. Plusieurs études montrent qu'en présence d'incertitude les politiques « hybrides » qui combinent les deux instruments sont en général préférées à l'utilisation d'un seul instrument dans le contexte du changement climatique (cf. Pizer, 2002 ; Jacoby et Ellerman, 2002). Dans ce cas, le *design* optimal d'une politique hybride ne dépend pas seulement des formes des fonctions des coûts et des bénéfices, mais également de la nature et du degré d'incertitude (Pindyck, 2007).

1.1.2 Le changement technologique et la querelle des instruments

L'efficacité sociale ne relève pas d'une simple efficacité allocative. Un processus dynamique de changement technologique en cohérence avec l'objectif collectif de préservation de l'environnement

¹ Pour l'élaboration des politiques en Europe, il faudra probablement combiner le SCEQE pour les grands émetteurs et un autre système de régulation, taxes ou quotas spécifiques, pour les secteurs d'émission diffus (Criqui, 2007a).

s'inscrit également dans les critères principaux d'une politique environnementale. Cela a été souligné auparavant par Kneese and Schulze (1975) « *Over the long haul, perhaps the most important single criterion on which to judge environmental policies is the extent to which they spur new technology toward the efficient conservation of the environment* ». Les travaux théoriques s'accordent généralement à dire que les instruments du marché (taxes et quotas) incitent davantage à l'innovation et à l'adoption de nouvelles technologies que les instruments de type *Command and Control* (CAC)¹ (Milliman et Prince, 1989 ; Jung et al., 1996).

Les incitations à l'adoption²

Les premiers enseignements sur les incitations à l'adoption d'une technologie moins polluante proviennent d'un ensemble d'analyses qui comparent les différents instruments de politique environnementale. Dans le modèle de Milliman et Prince (1989), les incitations représentent les coûts de conformité du producteur économisés grâce à l'adoption d'une technologie moins polluante³. Selon leur analyse, ce sont les permis vendus aux enchères⁴ qui fournissent l'incitation la plus grande pour l'adoption, suivis respectivement par les taxes, les subventions, les permis distribués gratuitement et la régulation directe. Jung et al., (1996), en étudiant des firmes hétérogènes, ont montré que le classement des instruments restait le même que celui de Milliman et Prince. Dans leur modèle, les incitations représentent les économies agrégées d'un secteur induites par l'adoption de la technologie. Cependant, ce classement des instruments a été ensuite remis en cause (Fischer et al., 1998 ; Keohane, 1999 ; Kennedy et Laplante, 1999 ; Requate et Unold, 2003). L'Encadré 4 présente ces modèles de manière plus détaillée.

¹ Ce sont des standards et des normes obligatoires fixés par l'autorité publique pour respecter des objectifs environnementaux.

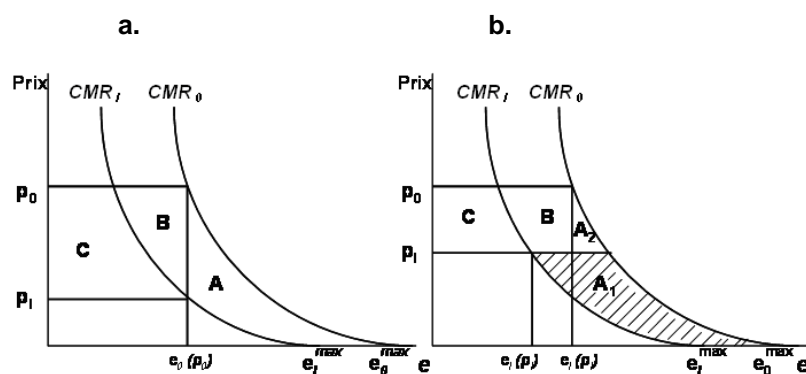
² Dans le système de permis échangeables, les incitations à l'adoption et le taux de diffusion sont interdépendants puisque le prix des permis dépend du nombre des firmes qui adoptent la nouvelle technologie.

³ Un coût de conformité comprend un coût de réduction et l'impact du système des permis (l'échange de permis).

⁴ Il existe deux méthodes principales pour distribuer les permis d'émissions (cf. également section 2.3) : les permis vendus aux enchères et les permis distribués gratuitement.

Encadré 4 : L'incitation à l'adoption d'une firme avec les taxes et le système de permis échangeables

CMR_0 représente la courbe de coût marginal de réduction d'une firme représentative avant l'adoption d'une nouvelle technologie, alors que CMR_1 est la courbe après l'adoption. Supposons que e_i^{\max} ($i = 0, 1$) représente le niveau d'émissions le plus élevé que la firme choisirait dans les conditions de laisser-faire. Il est donc normal de supposer que $e_1^{\max} < e_0^{\max}$. Considérons la réduction d'émissions avec le système de permis échangeables vendus aux enchères. Soit p_0 le prix de permis avant la disponibilité de la nouvelle technologie. Si nous supposons qu'une seule firme peut accéder à la nouvelle technologie, l'incitation à l'adoption correspondrait à l'aire A+B (comme avec les taxes d'émissions étant donné que le prix de permis n'est pas affecté par la décision d'une seule firme d'adopter la technologie). L'adoption de la technologie implique habituellement un coût fixe $F > 0$, ce qui signifie que l'investissement sera rentable seulement si $F < A+B$ ¹. Si nous supposons que toutes les firmes peuvent accéder à la nouvelle technologie, le prix du permis chutera jusqu'au p_1 (exogène) une fois la technologie adoptée par un nombre important des firmes. En effet, si les permis sont payants, cette chute de prix représente le coût variable plus bas pour chaque firme qui choisit d'adopter la technologie. La différence de coût est égale à l'aire A+B+C dans le graphique a. Les premiers auteurs (Milliman et Prince ; Jung et al.) assimilent, donc, cette aire aux coûts de conformité économisés grâce à l'adoption d'une technologie moins polluante. Le gain total de la firme est alors plus grand avec les permis vendus aux enchères qu'avec les taxes car ils incitent à l'adoption pour diminuer le coût d'achat de permis.



Source : d'après Requate et Unold, 2003

Cependant, ces économies de coûts agrégés ne révèlent pas les incitations de l'adoption au niveau de la firme dans les conditions d'équilibre. Puisque les gains de la chute de prix sont induits par les décisions agrégées d'adoption, ils ne peuvent pas être considérés comme les incitations de l'adoption au niveau de la firme. Si les permis sont payants, la chute de prix représente l'économie de coût pour chaque firme indépendamment de son action. Supposons que toutes les firmes, à part la dernière, ont adopté la technologie et que le prix est tombé à p_1 (dans le graphique b.). L'impact de la dernière firme sur le prix de permis peut donc être négligé. La dernière firme investira seulement si $F < A_1$, ce qui représente une économie de coût moins importante par rapport à $A_1 + A_2 + B$ sous les taxes. Le résultat est qu'avec un système de permis échangeables « l'adoption de la technologie par certaines firmes diminue l'incitation de l'adoption aux autres firmes » (Keohane 1999).

Les politiques environnementales ne s'insèrent pas en général dans un marché parfait. L'efficacité d'une taxe pigouvienne ou d'un système équivalent de permis repose sur l'hypothèse d'un marché parfait. Quand des distorsions existent, la politique environnementale peut les exacerber en rendant les politiques pigouviennes sous-optimales (Fischer, 2001). Montero (2002) s'intéresse aux incitations à l'investissement fournies par des permis gratuits et payants dans le marché, avec une concurrence parfaite et imparfaite des biens et des permis. Dans son modèle, l'incitation pour une

¹ Dans le cadre dynamique, F devrait se traduire par une rente de coût fixe par période. Ici, le critère $F < A+B$ est conditionnel du prix des permis constant pour une période longue.

firmes consiste en des effets directs sur les coûts (l'économie de coût ou le profit accru) et en des effets stratégiques sur les marchés des biens et des permis. Les effets stratégiques peuvent apparaître dans le marché des biens ainsi que dans le marché des permis, quand un des deux ou les deux marchés sont en concurrence imparfaite. Ils sont néanmoins absents si les deux marchés sont en concurrence parfaite. Dans le marché des permis, la baisse de prix du permis suite à l'adoption d'une nouvelle technologie par une firme influencera les décisions des concurrents. En particulier, un prix bas de permis bénéficie aux acheteurs et désavantage les vendeurs. Dans le marché des biens, un prix bas des permis diminuera les coûts de production des concurrents et permettra d'augmenter leur production. Si de telles conséquences sont anticipées, les firmes peuvent agir stratégiquement en décidant d'adopter des nouvelles technologies. Les considérations stratégiques peuvent donc affecter les incitations à l'adoption. Avec une concurrence imparfaite sur les deux marchés, Montero (2002) estime que les incitations sont supérieures quand les permis sont vendus aux enchères que lorsqu'ils sont attribués gratuitement. En revanche, en concurrence imparfaite sur le seul marché du bien, l'auteur considère que les deux allocations fournissent des incitations identiques. Cependant, d'autres analyses théoriques rappellent que l'efficacité d'adoption dépend des éléments spécifiques du *design* de l'instrument ainsi que des caractéristiques des firmes (Magat, 1978 ; Malueg, 1989).

Les incitations à l'innovation¹

Le type d'instrument environnemental mis en œuvre influence l'effort que l'innovateur mettra dans la R&D². Pour examiner ce phénomène, Fischer et al., (1998) construisent un modèle en trois étapes : (i) la firme innovatrice décide du montant de son investissement en R&D en égalisant le coût marginal de l'innovation au bénéfice marginal attendu, (ii) les firmes polluantes décident d'adopter ou non cette innovation, de l'imiter ou encore de ne rien faire, (iii) les firmes minimisent leurs dépenses de réduction de la pollution en alignant leur coût marginal sur le prix de la pollution. Les auteurs identifient trois effets principaux exercés par les instruments environnementaux sur les décisions de la firme :

1. *l'effet de coût de dépollution* que constitue l'économie de coût représentée par la diminution du coût marginal de réduction dû à l'innovation. L'effet est plus important avec les taxes d'émission puisque cet instrument induit une réduction supplémentaire, alors qu'avec le système de permis échangeables le niveau de réduction dans l'industrie reste constant³.
2. *l'effet paiement des émissions* qui ne s'applique qu'aux permis payants et découle de l'impact du coût marginal de réduction sur la baisse des prix de permis à l'équilibre. Quand les firmes doivent payer pour les permis afin de couvrir leurs émissions, elles profitent de la baisse des

¹ La théorie du changement technologique induit par les instruments environnementaux ne distingue pas nettement entre l'invention et l'innovation. Elle les regroupe sous les termes « innovation » ou « recherche et développement » (R&D) qui relèvent d'activités d'investissement intentionnelles entreprises par les firmes afin de maximiser leurs profits (Requate, 2005 ; Jaffe et al., 2003).

² Un innovateur, cherchant à maximiser son profit, choisit un niveau de dépenses tel que le bénéfice marginal espéré est égal au coût marginal de la R&D.

³ Les taxes sont considérées comme fixes, ce qui implique qu'aucun ajustement n'est réalisé après l'innovation.

prix des permis. Cet effet est absent dans le cas des permis gratuits puisque les profits et les pertes des vendeurs et des acheteurs se neutralisent.

3. *l'effet d'imitation*, qui incite peu les firmes non innovatrices à investir dans la R&D d'une nouvelle technologie à cause de la possibilité croissante de réduire les coûts de dépollution offerte par l'imitation de l'innovation.

Le Tableau 5 résume la direction de ces trois effets principaux impulsés par les trois instruments de marché. Le classement définitif de ces instruments dépend donc de la force relative de ces trois effets.

Tableau 5 : Les déterminants des incitations à l'innovation

	Taxe sur les émissions	Permis gratuits	Permis payants
Effet de coût de dépollution	+	+	+
Effet paiement des émissions	-	-	-
Effet d'imitation	0	0	+

Source : d'après Fischer et al., 1998

En conclusion, Fischer et al., indiquent qu'il est difficile de savoir si ce sont les permis payants ou les taxes qui génèrent le plus d'innovation. En général, avec peu d'imitation les taxes fournissent plus d'incitations à l'innovation, à moins que l'effet paiement des émissions soit très large. Néanmoins, si l'imitation est significative, ce qui empêche l'innovateur de retenir les gains, les permis payants fournissent plus d'incitations.

En général, les études empiriques indiquent que dans la pratique les signaux prix ont été relativement trop bas pour changer fondamentalement le mode de production (Kemp, 1997). Néanmoins, la « réussite » d'un instrument politique dépend largement du contexte dans lequel il est utilisé. Les seules caractéristiques inhérentes à l'instrument ne peuvent pas expliquer ses effets en termes de direction et d'incitation au développement technologique (Kemp, 1997 ; Wallace, 1995). Certaines études américaines récentes sont plus prometteuses en ce sens qu'elles révèlent le potentiel des systèmes des permis échangeables pour encourager l'innovation et le changement technologique (pour l'exemple du programme américain des pluies acides, voir Burtraw, 2000 ; Popp, 2003 ou Taylor et al., 2005 ; pour le programme américain d'élimination du plomb, voir Kerr et Newell, 2003). L'argument de la promotion de l'innovation est particulièrement important dans le cadre des politiques de changement climatique. Si le progrès technologique et l'innovation étaient les moteurs clés de la croissance, la technologie et les innovations plus propres pourraient devenir les moteurs d'une croissance soutenable, respectueuse du climat. Et si des instruments qui incitent fortement à utiliser des solutions technologiques innovatrices étaient introduits, alors une fraction significative de nos ressources pourrait être préservée (Hansjurgens, 2005).

Il faut tout de même remarquer que le signal prix, qu'il soit donné par les taxes carbone ou par le prix du carbone sur le marché, ne constitue qu'un élément de la politique technologique. Malgré la protection légale offerte par les brevets et les droits intellectuels de propriété, les analystes du changement technique et les décideurs politiques s'accordent généralement à dire que les

investisseurs privés ne saisissent pas le bénéfice complet de leurs innovations et, donc, systématiquement sous-investissent dans l'innovation (Margolis et Kammen, 1999 ; Grubb, 2004). Pour compenser les incertitudes associées à l'investissement en R&D et le *spill-over* entre les firmes, Les Etats mettent en général en place des incitations fiscales pour la R&D et les activités de démonstration¹.

1.2 L'adoption du SCEQE

Dans le passé, les gouvernements des pays membres de l'UE ont eu tendance à refuser les systèmes de permis d'émission en raison principalement d'une opinion publique qui les assimilait à « une autorisation de polluer » (Egenhofer, 2007). L'expérience des systèmes de permis d'émissions s'est donc essentiellement limitée aux Etats-Unis où ils fonctionnent depuis les années 1980². Parmi les programmes américains considérés comme « réussis » citons celui des pluies acides (SO₂) qui est devenu une référence en matière de systèmes de permis échangeables globalement (Klaassen, 1996).

C'est la conférence de Kyoto qui a finalement amené les pays européens à envisager d'autres instruments et qui a conduit au lancement de plusieurs programmes et projets pilotes de systèmes de permis d'émissions. Depuis Kyoto, les Etats membres, dont le Danemark et le Royaume-Uni, des compagnies telles que BP et Shell, le secteur électrique européen et les associations industrielles comme « Entreprises pour l'environnement », ont montré un intérêt croissant pour les systèmes de permis échangeables d'émission de GES (Philibert et Reinaud, 2004).

Suite au retrait américain du protocole de Kyoto en 2001, les incertitudes pesant sur les dispositifs internationaux ont ainsi renforcé la volonté européenne d'aboutir à une ratification et à une mise en vigueur de Protocole. Ces incertitudes majeures sont bien illustrées dans Criqui (2002) : traduites en termes de marché de permis, sans l'apport essentiel de la demande de permis des Etats-Unis, le risque était grand que l'offre, dominée par « l'air chaud »,³ excède la demande résiduelle et donc que le prix d'équilibre baisse, voire tombe à zéro. La question s'est donc posée de savoir si le Protocole sans les États-Unis conservait son sens. Ces incertitudes ont par ailleurs renforcé l'intérêt qui doit être porté à la mise en œuvre de programmes nationaux et européens de lutte contre le changement climatique.

A la présentation du programme européen sur le changement climatique en octobre 2001, la commissaire de l'environnement Margot Wallstrom a insisté sur le fait que le système de permis échangeables devienne « la pierre angulaire des stratégies à bas coût pour atteindre les objectifs de

¹ Les gouvernements considèrent souvent les programmes ciblés au niveau national ou international (e.g. *European Strategic Energy Technology Plan* (European Commission, 2007) ou *Asia-Pacific Partnership* (cf. <http://www.asiapacificpartnership.org> [consulté le 24/09/09]).

² Pour une description approfondie des différents systèmes, se référer à Reinaud et Philibert (2007).

³ Le surplus des permis qui a résulté de l'effondrement économique ou de la réduction de la production pour des raisons qui ne sont pas directement liées aux efforts intentionnels de réduction des émissions.

Kyoto » dans l'Union (Andersen, 2005). Deux ans plus tard, la Commission a introduit la Directive du SCEQE et a exposé les règles du jeu pour la phase pilote 2005-2007 (Directive 2003/87/EC). En attendant la conclusion d'un accord international global sur la période post-Kyoto, l'UE s'est également engagée à réduire ses émissions d'au moins 20 % d'ici 2020 par rapport à 1990. Selon la Commission Européenne, le SCEQE constituera ainsi un instrument-clé pour atteindre ces objectifs (Delbeke, 2008).

Le premier intérêt du système du SCEQE a résidé dans son acceptabilité par les gros émetteurs : « un système de permis est bien plus facile à instaurer qu'une taxe, car il est plus aisé de distribuer des rentes¹ que d'élargir les prélèvements obligatoires » (De Perthuis, 2009). L'adoption du SCEQE a été également favorisée par certains aspects institutionnels : contrairement à la proposition d'une taxe d'énergie-carbone, l'unanimité au sein du Conseil n'était pas nécessaire (Andersen, 2005). En effet, le traité de Maastricht exige l'accord unanime des Etats membres pour toutes les décisions concernant la fiscalité, ce qui donne un droit de veto à chaque pays (Grubb et Newbery, 2007). Les Etats membres craignent que le vote à la majorité sur la fiscalité environnementale puisse constituer un début de perte de leur autonomie pour d'autres formes de fiscalité (Fujiwara et al., 2006). Dans ces circonstances, aucune proposition pour l'introduction d'une taxe environnementale n'a jamais fait consensus. Plus particulièrement, la proposition d'une taxe énergie-carbone en 1992 par la Commission n'a jamais été adoptée et a même été abandonnée quelques années plus tard. De la même manière, les accords volontaires, qui sont les instruments préférés des industriels, ont eu peu d'impact au niveau de la gouvernance européenne, principalement pour des raisons institutionnelles². La complexité des accords volontaires est davantage mise en avant par le manque d'interlocuteurs appropriés au niveau industriel européen. Il est donc peu probable que les associations européennes d'industriels s'engagent effectivement dans des accords volontaires, à cause de l'hétérogénéité de leurs adhésions et de leurs divisions internes (Storey, 1996).

Les avantages théoriques du système de permis d'émissions par rapport à une régulation de type *Command and Control* (CAC) ont également contribué au choix du SCEQE (Egenhofer, 2007). Premièrement, et comme nous l'avons constaté dans la section 1.1.1, le système de permis échangeables, en théorie, permet d'atteindre l'objectif environnemental à un moindre coût en assurant que le prix du marché est égal au coût marginal de réduction le plus bas parmi les entités régulées³. Par conséquent, les pollueurs dans le cadre du SCEQE peuvent identifier les moyens les plus coût-efficaces pour réduire leurs émissions⁴. Le prix du marché reflète également les incitations monétaires

¹ La rente carbone est une nouvelle valeur économique qui découle de la rareté imposée sur les droits d'émission des industriels soumis aux quotas.

² Un opposant particulièrement influent au SCEQE a été l'Association Allemande de l'Industrie (BDI) qui a favorisé les accords volontaires et les approches domestiques (Andersen, 2005).

³ Carlson et al., (2000) indiquent que les économies de coût estimées dans le programme américain des pluies acides (SO₂) peuvent atteindre 50 % par rapport à une régulation de type CAC.

⁴ Le rapport coût-efficacité est un aspect important car il permet de mener des actions vigoureuses pour une dépense donnée, de permettre d'allouer des ressources rares à d'autres objectifs importants (santé, éducation) et d'accroître la compatibilité des politiques d'atténuation avec un développement et une croissance économique continus et élevés (Stern, 2006).

à adopter des technologies nouvelles, plus efficaces. Ces investissements permettent d'acheter moins ou de vendre plus de permis au prix du marché. Ces économies de type coût-revenus conduisent à la diffusion de technologies plus efficaces (Tietenberg 1985). Deuxièmement, le prix du carbone à terme améliore la prévision à moyen terme, ce qui représente un facteur important pour prendre des décisions d'investissement et pour stimuler l'innovation. Troisièmement, un système de *cap-and-trade* tel que le SCEQE assure une certitude de résultat environnemental, ou l'intégrité environnementale, en imposant un quota sur les émissions globales des secteurs régulés. Enfin, Philibert et Reinaud (2004) affirment que le SCEQE peut s'avérer la pièce maîtresse des efforts internationaux pour construire un régime global et complet de la réduction des émissions de GES.

Conclusion

En conclusion de cette section nous rappelons que la défaillance du marché que constituent les atteintes au climat par les émissions de carbone crée une externalité négative et un coût (ou une perte de bien-être) auquel il est nécessaire de remédier. Les marchés ne réussissent pas à résoudre le problème des biens environnementaux car leur caractère non-rival et non-exclusif ne permet généralement pas de définir des droits de propriété. Pour ramener les émissions à un niveau permettant d'atteindre un optimum social, l'Etat, seul garant de l'intérêt collectif, doit faire supporter le coût à ceux qui polluent en créant un prix pour les émissions ou en limitant les droits d'accès à l'environnement. Les systèmes de permis échangeables ont en effet la propriété de créer un prix pour l'accès au bien environnemental. Ce système permet d'obtenir des économies de coût sans la nécessité pour le régulateur d'avoir une information sur les coûts de réduction. Au contraire, le mécanisme du marché fournit l'information nécessaire et conduit aux décisions coût-efficaces sur les mesures de réduction. En plus de son attribut de « coût-efficacité », le système de permis d'émissions est souvent encouragé en raison de sa capacité à stimuler l'innovation. Les aspects institutionnels autant que les atouts théoriques ont contribué à introduire le SCEQE au niveau européen comme moyen permettant d'atteindre les objectifs de Kyoto et de l'après-Kyoto, à un moment où les premiers promoteurs des systèmes de quotas, les Etats-Unis, s'étaient retirés du jeu.

2 La phase d'essai du SCEQE-1 et ses effets sur les investissements du secteur électrique

Le but des premières années du SCEQE était de développer une infrastructure et de bénéficier d'une expérience qui permettrait la réduction efficace des émissions pendant la période de Kyoto 2008-2012. Compte tenu de la vitesse à laquelle le programme s'est développé, du nombre élevé de pays souverains impliqués et du manque d'expérience concernant les systèmes de permis échangeables en Europe, de nombreux auteurs s'accordent à dire que le SCEQE a correctement fonctionné (Ellerman et Joskow, 2008 ; Convery et Redmond, 2007). Le montant des transactions n'a cessé de

croître, ainsi que le nombre de participants au marché actifs. Couplée à l'existence de bourses d'échange organisées, cette croissance a amélioré la fluidité et la liquidité des transactions¹. On peut aussi relever la performance environnementale du système qui constitue l'objectif principal du SCEQE : des réductions réelles d'émissions ont été réalisées principalement à cause des modifications dans la production d'électricité (Ellerman et Buschner, 2006)². Cela a donné l'impression que le marché réagit assez rapidement au signal-prix. Enfin, le marché européen a aidé au développement des projets de développement propre (MDP) en étant une source importante de demande.

Le développement et l'expérience de la phase « d'apprentissage » fournissent des leçons utiles pour la construction des systèmes *cap and trade* dans d'autres pays. Dans ce contexte, et après avoir présenté le SCEQE et ses impacts généraux sur les marchés électriques, nous examinons l'environnement des investisseurs durant les premières années du SCEQE en introduisant les risques principaux dus à la volatilité importante de prix, aux répercussions sur le prix de l'électricité, à l'incertitude liée à la régulation post-Kyoto ainsi qu'aux controverses suscitées par le processus d'allocation des permis d'émissions. Enfin, nous analyserons l'impact du SCEQE sur les choix technologiques dans les premières années de fonctionnement et discuterons de ses orientations potentielles sur les choix d'investissements à court et moyen terme. En particulier, nous montrons que, d'une part, les premières années du SCEQE ont été caractérisées par une volatilité importante du prix du carbone liée à la faible visibilité de la politique climatique après Kyoto, ce qui a tendance à retarder les investissements. D'autre part, certains détails de la mise en place du SCEQE, comme l'allocation qui est disponible seulement pour les centrales émettrices en CO₂, créent des incitations perverses et, avec la hausse du prix du gaz, peuvent contribuer à des constructions et à des planifications d'installations au charbon fortement émettrices de GES.

2.1 La description du SCEQE

Le système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE) est un instrument classique de *cap and trade*. Il présente malgré tout une architecture différente de celle du premier grand système américain de ce type concernant les émissions de SO₂ (Ellerman et Joskow, 2008). Les caractéristiques communes concernent (i) la limite quantitative absolue (ou le *cap* ou le *quota*), (ii) la distribution des permis, gratuite dans les premières périodes, (iii) les installations qui doivent mesurer et rapporter leurs émissions, ainsi que rendre leurs permis pour chaque tonne d'émissions émise

¹ Six marchés organisés de quotas (Powernext, European Energy Exchange (EEX), Nordpool, Energy Exchange Austria (EXAA), European Climate Exchange (ECX) et Climex) ont été lancés en 2005, contribuant ainsi à la transparence et à la liquidité du marché. Ils proposent des contrats standardisés prévoyant la livraison future ou au comptant de quotas dans le cadre d'offres de vente et d'achat, et fournissent également des services de compensation qui peuvent être utilisés pour les transactions de gré-à-gré (*over-the-counter*, OTC). En 2007, plus de 70 % des transactions ont été réalisées sur les marchés organisés, une croissance régulière par rapport aux 40 % de 2005, dont 57 % étaient des transactions OTC (Buschner, 2008).

² Ellerman et Buschner (2006) concluent que grâce au SCEQE la réduction des émissions de CO₂ peut être estimée entre 50 et 100 Mt par an, soit de 2,5 à 5 % de moins que ce qui aurait prévalu en l'absence du système.

annuellement. Les principales différences avec les systèmes des Etats-Unis sont : la façon de fixer le *cap*, le processus d'allocation des permis, les provisions de *banking* et de *borrowing* (cf. ci-dessous), les provisions des liens avec les autres systèmes dans le monde et avec les mécanismes projets de Kyoto.

La fixation du cap

Une des différences renvoie au processus de fixation du *cap* qui est extrêmement décentralisé au niveau des Etats membres dans le système du SCEQE, au nom de la subsidiarité. La quantité totale de permis (*European Union Allowances*, EUA) a été définie par les décisions des Etats membres dans les Plans nationaux d'allocation (PNAQ) et elle n'était pas connue d'avance. La quantité des EUA proposée par les Etats membres a tout de même fait l'objet d'une coordination centrale et a exigé un accord de la part de la Commission¹. Une autre différence importante concerne la trajectoire à long terme du quota global qui n'était pas non plus connue à l'avance puisque le processus de fixation du *cap* s'est répété à plusieurs périodes successives : la première phase de trois ans, 2005-2007 (SCEQE-1), souvent appelée phase d'apprentissage, suivie par la seconde phase de cinq ans, 2008-2012 (SCEQE-2), correspondant à la période d'engagement du protocole de Kyoto. La troisième phase de huit ans, 2012-2020 (SCEQE-3), est aussi annoncée dans le paquet énergétique de la Commission avec les propositions d'une réduction de 21 % en 2020 par rapport aux émissions vérifiées en 2005, et d'une réduction linéaire à taux annuel donné après 2020 (Commission Européenne, 2008). Néanmoins, la fixation de *cap* proposée est radicalement différente du SCEQE-1 et 2 et elle est basée sur un seul *cap* fixé par la Commission et non plus par les Etats membres dans les PNAQs. Dans ce domaine, la subsidiarité a laissé la place à un processus supranational.

Une autre différence est que depuis 2008 le SCEQE représente un *cap* à l'intérieur *cap* de Kyoto. Cependant, dans le protocole de Kyoto, le quota est fixé pour les émissions de gaz à effet de serre (GES) pour tous les secteurs de l'économie, alors que le SCEQE ne prend en compte que les émissions de CO₂ des installations industrielles les plus fortement consommatrices d'énergie². Au sein de l'Europe à 25, un peu plus de 11 400 installations – à l'origine d'environ 60 % des émissions de CO₂ et de 40 % des émissions de GES – sont concernées. Les émissions dans les secteurs hors SCEQE, principalement le transport et les bâtiments, doivent être réduites par d'autres mesures et d'autres politiques. Toutefois, le paquet énergétique de 2008 propose d'inclure dans le SCEQE-3 les émissions de GES d'autres secteurs³.

¹ La Commission a fait en sorte de ne pas se montrer trop généreuse dans l'allocation globale des quotas et a réduit 15 PNAQ de 290 Mt par an dans le SCEQE-1 et 23 autres de 242 Mt par an dans le SCEQE-2 (Buschner, 2008).

² Electricité, autres installations de combustion, raffineries, sidérurgie, ciment et chaux, verre, produits céramiques, papier et carton.

³ Un certain nombre d'industries nouvelles (production d'aluminium et d'ammoniac, par exemple) seront introduites dans le SCEQE-3, de même que deux gaz supplémentaires (l'hémioxyde d'azote et les hydrocarbures perfluorés) (Commission Européenne, 2008).

L'allocation

La nature décentralisée du SCEQE n'a pas seulement été limitée à la fixation du *cap*. Bien que guidée par les critères et les procédures coordonnées établies par la Commission, elle s'étend aussi à l'opération des registres pour le suivi des émissions et des permis, aux procédures de *reporting* et de vérification des émissions et surtout à l'allocation des permis. Le processus d'allocation a été marqué par des problèmes « d'harmonisation » liés aux différences dans les allocations entre les États membres pour des installations comparables (Buschner, 2008). De plus, bien que le critère prédominant d'allocation dans tous les États membres ait été le *grandfathering*¹, les périodes de référence retenues par les PNAQ européens n'ont pas été harmonisées : même si tous tiennent compte des émissions passées, le fait de se référer à des années différentes modifie le montant de l'allocation, toutes choses égales par ailleurs. Certains pays, comme la France, ont même différencié les années de référence selon les secteurs. De plus, la définition de l'installation de combustion n'a pas été exactement identique d'un PNAQ à l'autre² (Dufour et Leseur, 2006). Par conséquent, ces différences ont conduit à une demande d'harmonisation entre pays plus importante. En particulier, il est proposé pour le SCEQE-3 que les quotas à allouer à titre gratuit soient distribués conformément à des règles communes à toute l'Union européenne.

L'échange temporel : *banking* et *borrowing*

Le SCEQE-1 a été caractérisé par le fait que les installations n'ont pas eu le droit de garder en réserve les permis non utilisés pour le SCEQE-2. En revanche, la mise en réserve des permis inutilisés (*banking*) ou l'utilisation des quotas de l'année suivante (*borrowing*) ont été autorisées à l'intérieur du SCEQE-1 (mais pas d'une phase à l'autre). L'explication pour cette limitation est double : (i) le transfert du SCEQE-1 au SCEQE-2 des permis économisés aurait pu affaiblir la capacité des États membres à atteindre leurs objectifs de Kyoto et (ii) il pourrait également être difficile de prévoir en 2006 la quantité des permis économisés en décidant sur les PNAQ pour le SCEQE-2 (Ehrhart et al., 2005). Pour le SCEQE-2 et le SCEQE-3, le *banking* est permis entre les phases, mais non le *borrowing*, (cf. section 4.2.1 également).

¹ Selon ce critère, l'État distribue gratuitement les permis aux entreprises concernées par la réglementation sur la base des émissions ou du niveau de production passé et durant une période de référence. Le concept de *pure grandfathering* parfois utilisé renvoie aux permis alloués au début du programme sur la base d'une seule référence d'émissions historique comme cela a été le cas pour la plupart des programmes *cap & trade* aux États-Unis. Par opposition à cette attribution dite *one-off*, la démarche adoptée dans le SCEQE est séquentielle (2005-2007, 2008-2012), ce qui implique la mise à jour des références pour les émissions historiques (cf. section 2.3 également).

² Deux définitions ont été retenues : (i) une définition qui inclut toutes les installations de combustion d'une puissance supérieure à 20 MW qui produisent de l'énergie, que le matériel de combustion soit séparé ou intégré au processus de production ; (ii) une définition qui n'intègre que les installations d'une puissance supérieure à 20 MW dont l'activité est centrée sur la production d'électricité ou de chaleur et dont le matériel de combustion n'est pas intégré au processus de production.

La directive de linking

Une autre spécificité du SCEQE par rapport aux systèmes américains est la Directive dite de *linking* qui prévoit de lier les mécanismes de projet de Kyoto, y compris la mise en œuvre conjointe (MOC) et le mécanisme de développement propre (MDP) (Directive 2004/101/EC) (cf. section 3 également). Toutefois, le risque existe qu'une utilisation trop fréquente des crédits en provenance de ces projets diminue l'efficacité du SCEQE en augmentant trop l'offre de crédits et, par conséquent, en réduisant la demande de quotas. De plus, le *linking* peut décourager les réductions d'émissions à l'échelle nationale. Par conséquent, l'utilisation des crédits devait être limitée pour ne pas dépasser le critère de supplémentarité du protocole de Kyoto qui définit qu'au moins 50 % des réductions devraient être effectués à l'intérieur des Etats membres afin d'être en conformité avec les objectifs de Kyoto (Betz et Sato, 2006). Dès lors, les PNAQs du SCEQE-1 et SCEQE-2 spécifient la limite des crédits comme un pourcentage d'allocation aux installations¹ (à titre indicatif, ce pourcentage dans le SCEQE-2 est de 20 % en Allemagne et en Espagne, et de 0 % en Danemark et en Suède) (Caisse des Dépôts, 2008).

La Directive de *linking* prévoit également un échange non limité des permis avec les autres systèmes compatibles de *cap and trade* dans le monde². A la fin 2007, la Commission avait déjà annoncé qu'elle conclurait un accord avec les États membres de l'Espace économique européen (EEE) en vue de relier le SCEQE de l'Union européenne avec ceux de la Norvège, de l'Islande et du Liechtenstein, donnant ainsi naissance au premier accord international de ce type en matière d'échange de permis d'émission (Commission Européenne, 2008a). Ce nouveau système couplé couvre actuellement trente pays à travers le continent européen.

2.1.1 Les impacts du SCEQE sur les marchés électriques et les investissements

Les impacts du SCEQE sur les marchés électriques peuvent être divisés en trois catégories : (i) les impacts sur les coûts de production à court terme, (ii) les impacts sur le prix de gros de l'électricité, (iii) les impacts sur les investissements.

Les impacts sur les coûts de production à court terme

Dans un marché électrique concurrentiel, le prix du marché spot est égal en théorie au coût marginal de production à court terme (CMCT), c'est-à-dire le dernier producteur à offrir une quantité sur le marché (celui qui présente le CMCT le plus élevé parmi les producteurs qui servent la demande). L'introduction du prix du CO₂ augmente le CMCT de tous les producteurs qui émettent du carbone. Quelle que soit la méthode d'allocation des permis d'émission (gratuite ou payante), la théorie économique explique qu'un producteur qui maximise son profit doit ajouter le prix du permis aux coûts variables en prenant ses décisions d'échange ou de production à court terme (cf. Encadré 5). La

¹ Les crédits en provenance des activités nucléaires et des puits de carbone ne peuvent pas être utilisés.

² Les systèmes doivent être obligatoires, doivent imposer des limites d'émission absolues, doivent être dotés de systèmes de registres fiables et doivent prévoir des dispositions strictes en matière de surveillance et de mise en conformité.

production est donc constamment suivie par la possibilité de vendre les permis non utilisés sur le marché au prix du marché.

Encadré 5 : Le coût d'opportunité

Dans le calcul du profit sont pris en compte les coûts d'opportunité, qui ne sont pas à proprement parler des dépenses réellement faites, mais qui correspondent à « la valeur de la meilleure autre utilisation possible d'une ressource » (Stiglitz, 2000). L'utilisation des permis, même si reçus gratuitement, entraîne donc un coût qui correspond au renoncement du profit retiré de la vente possible des permis.

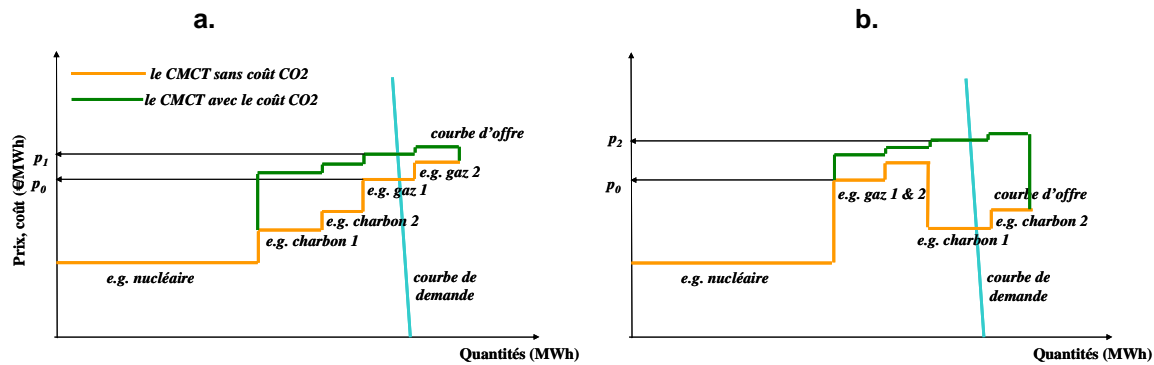
Ce raisonnement sur le coût d'opportunité est déjà appliqué au niveau de la définition de la pollution optimale : l'entreprise arbitre entre, d'une part, garder un permis (ce qui constitue un coût d'opportunité) et polluer et, d'autre part, réduire les émissions en interne afin de pouvoir vendre les permis.

Mais ce raisonnement sur le coût d'opportunité doit aussi être appliqué à la définition de la production optimale : lorsque l'entreprise maximise son profit, elle doit considérer le produit de ses ventes, son coût de production, son coût de réduction et le coût lié à l'achat des permis. Le coût d'opportunité est à prendre en compte car augmenter la production revient à accroître le nombre de permis nécessaires ; utiliser ces permis, même si obtenus gratuitement, prive l'entreprise d'une source de revenu.

Le coût du CO₂ influence donc le coût marginal de production à court terme (CMCT) des installations émettrices, ce qui peut aussi affecter l'ordre de mérite de production illustré dans le Graphique 12, qui montre la production à partir du nucléaire, du charbon et du gaz naturel. Puisque l'intensité d'émissions en CO₂ du charbon est supérieure à celle du gaz, l'augmentation du coût par MWh du charbon est plus importante. L'inclusion du coût du CO₂ augmente également le prix de l'électricité de p_0 au p_1 dans le Graphique 12a. Cette augmentation est équivalente au coût du CO₂ par MWh de la production d'électricité au gaz. Cependant, avec un coût du CO₂ plus élevé, le CMCT à partir du charbon peut dépasser celui du gaz et l'ordre de mérite de production peut alors changer (cf. le Graphique 12b.) Dans ce cas, il est moins cher d'utiliser le gaz et le charbon devient le combustible marginal avec une augmentation du prix de l'électricité plus importante par rapport à une situation de prix bas du CO₂¹. Le SCEQE influence donc les décisions de production d'électricité.

¹ Reinaud (2003) examine les niveaux de prix du CO₂ (*switching price*) susceptibles d'amener le CMCT d'une unité charbon à dépasser celui d'une unité gaz. L'auteur trouve que le prix du carbone de 20 €/tCO₂ pourrait affecter le changement dans le cadre généralisé de l'UE. Il faut remarquer cependant que ce résultat est extrêmement sensible aux hypothèses sur les prix des combustibles et les taux d'efficacités des unités.

Graphique 12: Les effets du coût du CO₂ sur l'ordre de mérite de la production (coût bas et élevé du CO₂)



Source : d'après NERA, 2005

Les impacts sur le prix de gros de l'électricité

La prise en compte du coût du CO₂ augmente le prix de l'électricité, mais cela n'implique pas que la hausse des prix de l'électricité sera proportionnelle à celle des permis. Sijm et al., (2005) différencient le taux auquel le coût du CO₂ est ajouté au coût marginal de production à court terme (CMCT) (*add-on rate*) et le taux auquel le coût du CO₂ est éventuellement reporté sur le prix de l'électricité (*work-on rate*). Dans les conditions d'une concurrence parfaite et d'une demande inélastique, les deux taux sont de 100 %. En réalité, l'augmentation du prix de l'électricité par les coûts d'opportunité (*work-on rate*) dépend de plusieurs éléments dont les plus importants sont le niveau disponible de la capacité de production, le mix des combustibles sur les marchés électriques, l'élasticité de la demande, le degré de concurrence entre les opérateurs et la méthode d'allocation des permis (cf. Encadré 6).

Encadré 6 : Les facteurs influençant la répercussion du prix carbone sur l'électricité)

- (1) Si la capacité sur le marché est limitée, la concurrence limitée s'exercera sur l'opérateur marginal qui fixe le prix. Dans ce cas, les centrales intensives en CO₂ seront incitées à ajouter le coût d'opportunité complet aux prix de l'électricité.
- (2) si la capacité est en surplus, plusieurs scénarios peuvent être envisagés en fonction de ces facteurs :
 - Le niveau de la concurrence. D'un côté, la répercussion du coût des permis est plus grande quand l'industrie est compétitive puisque la concurrence rapproche les prix aux coûts. D'un autre côté, dans les marchés moins compétitifs où les producteurs sont supposés maximiser leurs profits et où les prix peuvent être supérieurs aux coûts marginaux à cause du pouvoir de marché, moins de 100 % des coûts du CO₂ peuvent être répercutés sur les prix (Sijm et al., 2005).
 - La mise à jour des allocations. Si les allocations pour les périodes suivantes sont basées sur les émissions de la période actuelle, les opérateurs sont incités à ne pas réduire leurs émissions afin de recevoir une allocation plus élevée dans la période suivante (Neuhoff et al., 2005). Puisque la répercussion des coûts d'opportunité complets pourrait dans une certaine mesure réduire la demande et, donc, les émissions, les opérateurs pourraient être encouragés à répercuter le niveau plus faible des coûts du carbone et, par conséquent, de moins élever les prix de l'électricité. Dans ce cas, le coût d'opportunité des permis devrait être réduit par le coût d'opportunité de *ne pas émettre*.
- (3) si la demande est élastique, le taux *work-on* sera inférieur à 100 %. De plus, l'élasticité-prix sera plus élevée si les consommateurs ont l'opportunité et la volonté de changer leur fournisseur.
- (4) la régulation du marché peut affecter la répercussion des coûts du carbone.
- (5) si les nouveaux entrants doivent acheter les permis, ils répercuteront sans avoir le choix les coûts d'opportunité des permis sur le prix de l'électricité (100 % des taux *work-on* et *add-on*). En revanche, si les nouveaux entrants obtiennent des allocations gratuitement, le coût net d'entrée est plus bas par rapport à la situation où ils doivent acquérir les permis pour couvrir leurs émissions. Le prix de l'électricité ne devrait donc pas refléter pleinement le coût d'opportunité des permis (cf. section 2.2.3).

La répercussion du prix du carbone sur le prix de l'électricité durant les premières années de fonctionnement du SCEQE est examinée dans la section 2.2.3.

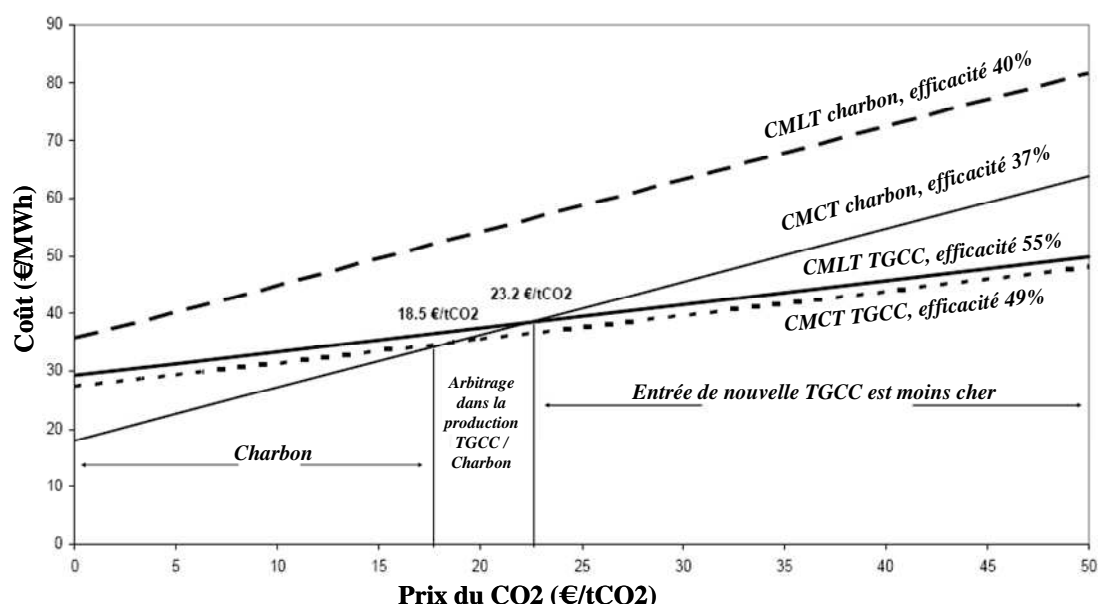
Les impacts sur les investissements

L'effet de l'introduction du prix du CO₂ sur le coût marginal de production à long terme (CMLT)¹ est similaire à celui sur le coût marginal de production à court terme (CMCT). Puisque le coût de permis est un des éléments dans le CMLT des nouvelles capacités, le prix du carbone peut affecter les décisions d'investissements en favorisant les technologies peu carbonisées *versus* celles qui polluent plus. La comparaison de CMCT avec le CMLT relève le niveau auquel il est plus rentable de faire fonctionner la centrale au charbon existante plutôt que de construire une nouvelle turbine à gaz à cycle combiné (TGCC). Le Graphique 13 montre quelle technologie est plus compétitive par rapport aux variations du prix du carbone, en utilisant un prix du charbon de 1.5 €/GJ et un prix du gaz de 3.5 €/GJ. Sans coût de permis, le coût opérationnel de la centrale au charbon est inférieur au coût

¹ CMLT inclue tous les éléments de coût marginal de production à court terme (CMCT) ainsi que le coût du capital, le coût fixe opérationnel et de maintenance et les autres coûts tels que les frais et les taxes de connexion au réseau.

total de la nouvelle TGCC. Néanmoins, si le prix du carbone est introduit dans le processus de décision, il constituera un élément décisif, suivant son niveau, afin de savoir s'il faut continuer l'activité de la centrale ou en construire une nouvelle.

Graphique 13 : La comparaison de la compétitivité d'une TGCC et d'une centrale au charbon



Source : adapté à partir de Reinaud, 2005

La comparaison exposée dans le Graphique 13 reste néanmoins très sensible aux hypothèses de départ en ce qui concerne les prix des combustibles et les taux d'efficacités supposés. Elle indique néanmoins que l'introduction du prix du CO₂ influence les types de capacités à construire. Plus précisément, c'est la recherche de rente différentielle introduite par le prix du carbone qui motive les firmes à réduire les émissions (cf. Encadré 7).

Encadré 7 : La rente différentielle

La rente différentielle permet de comprendre les règles de distribution de la rente entre les différents producteurs. Pour produire 5 000 kWh de l'électricité, la consommation moyenne d'un ménage européen, on peut émettre 5 tCO₂ avec une centrale à charbon, 2,5 tCO₂ avec une centrale à gaz ou zéro d'émissions avec un barrage hydroélectrique. En supposant que le prix du CO₂ est de 20 €/tCO₂, le passage d'une production au charbon à une production au gaz représente une rente différentielle de 50 € pour produire ces 5 000 kWh. En revanche, le passage vers une source non émettrice comme l'hydraulique ou le nucléaire, augmente la rente différentielle jusqu'à 100 € (De Perthuis, 2009).

Néanmoins, les règles d'allocation des permis peuvent également influencer la répartition de la rente carbone entre les acteurs et par conséquent affecter les décisions d'investissements, comme nous allons le voir dans la section 2.3. Préablement, nous présentons les risques que la politique du prix du carbone introduit pour un investisseur dans la production de l'électricité.

2.2 Les risques introduits par le prix du carbone

Nous avons constaté dans le Chapitre I que dans l'environnement concurrentiel les investisseurs sont confrontés à de nouvelles incertitudes liées aux coûts et aux revenus des nouveaux investissements. La contrainte carbone se superpose à ces incertitudes au travers de la volatilité du prix du carbone, de l'incertitude quant à sa régulation et à sa répercussion sur le prix de l'électricité, ce qui accroît le risque-prix sur les marchés de gros.

2.2.1 La volatilité du prix du carbone

Les instruments de régulation par les quantités sont susceptibles de créer des prix du carbone volatiles puisque les conditions d'offre, de demande et de régulation se développent d'une manière imprévisible. L'offre de permis d'émission est en effet le plafond d'émission retenu, auquel peuvent éventuellement s'ajouter des crédits matérialisant des réductions d'émission obtenues en dehors du système. La demande dépend du montant des émissions provenant des installations qui doivent restituer autant de quotas qu'elles ont émis de CO₂ (De Perthuis, 2009). Une partie de cette demande dépend de paramètres indépendants des choix des entreprises : les émissions sont fortement influencées à court terme par les conditions météorologiques qui influencent les besoins en énergie. Elles sont également attachées aux prix de l'énergie et au niveau de l'activité économique. Néanmoins, les émissions sont également assujetties aux décisions que prennent les entreprises pour réduire leurs émissions et qui dépendent de leurs coûts de réduction et du prix du carbone sur le marché.

Des mouvements significatifs ont été de fait observés pendant la première phase du SCEQE (2005-2007) (cf. le Graphique 14). L'année 2005 a été une année de lancement, tributaire des calendriers de mise en place des infrastructures techniques (registres et places de marché) et de l'échéancier des décisions politiques (l'allocation des quotas aux acteurs). Sijm et al., (2005) montrent qu'au début du programme, l'effet psychologique des annonces des PNAQs par les pays membres a influencé d'une manière importante le prix du CO₂¹.

Alberola et al., (2007) font remarquer que les prix du CO₂ ont réagit aux activités économiques des secteurs du SCEQE influencées par leurs positions nettes longues ou courtes en permis. Une spécificité des règles d'allocations européennes a été de porter la quasi-totalité de l'effort de réduction sur le secteur électrique. Simultanément, des efforts constants ont été réalisés pour allouer à l'industrie l'ensemble des quotas dont elle avait besoin (Buschner et al., 2006). Le raisonnement pour allouer le déficit au secteur électrique a été double : (1) la production d'électricité n'est pas soumise à la concurrence internationale, (2) les coûts de réduction à court terme dans le secteur électrique sont considérés plus faibles que ceux des autres secteurs dans le système, notamment grâce au passage

¹ Ellerman et Joskow (2008) font aussi remarquer que les estimations du *switching price* ont toujours été au-dessus des prix prévalant du CO₂, ce qui pouvait contribuer à une « opinion soutenue » pour la demande de permis et à la tendance croissante des prix au début du SCEQE-1. Les auteurs mentionnent un exemple de *Point Carbon* qui présente les estimations du *switching price* aux alentours de 50 € pour le début 2006 et un prix du CO₂ supérieur à 30 € en 2008 si le prix du pétrole ne descend pas en dessous des 45 \$/baril.

du charbon au gaz et à celui du lignite au charbon (Stankeviciute et al., 2008). Or, les facteurs fondamentaux tels que les mois hivernaux rigoureux, les déficits de pluviométrie et la hausse du prix du gaz ont résulté en une production accrue d'électricité à partir du charbon en 2005 et au début 2006, ce qui a causé la hausse de la demande de permis (Mansanet-Bataller et al., 2007 ; Bunn et Fezzi, 2007). La demande n'a cessé de croître alors que les vendeurs potentiels n'ont pas été très actifs. Les vendeurs potentiels, comme les industries de l'UE15 et toutes les compagnies dans l'Europe de l'Est, ont en fait été largement absents du marché pour diverses raisons. Une raison possible est que les installations ayant des « positions longues en permis » n'ont pas précipité la vente des permis, ce qui a causé une attitude de « *wait and see* ». Une autre raison réside dans la mise en place retardée des registres, en particulier dans les pays de l'Est, ce qui a également empêché l'entrée des vendeurs potentiels sur le marché.

Graphique 14 : L'évolution du prix du CO₂ dans la période 2005-07 (en €/tCO₂)¹



Source : Caisse des Dépôts, 2008a

Le 30 Avril 2006, les prix journaliers ont augmenté de plus de 30 €/tCO₂ retombant brusquement en dessous de 10 €/tCO₂ durant les trois jours suivant². Ce recul s'est opéré par un correctif brutal à la suite de la publication des premières informations sur le niveau effectif des émissions de 2005. Sur l'ensemble du SCEQE, les quotas distribués ont plus que couvert les

¹ Les variations de prix pendant les périodes d'essai ne sont pas inhabituelles pour les systèmes de *cap & trade*. Le prix initial espéré du permis de SO₂ (~250 \$) dans le programme américain contre les pluies acides (SO₂) s'est avéré beaucoup moins important (~130 \$). Ensuite, après les deux communiqués des données trimestrielles au début de 1995, le prix a encore diminué de moitié au début 1996 (Ellerman et al., 2000).

² Un bouleversement d'une telle ampleur a affecté les valeurs des actifs des compagnies d'électricité. *British Energy* a par exemple perdu 5 % de sa valeur boursière durant ces trois jours (Bunn et Fezzi, 2007).

émissions vérifiées, avec un surplus cumulé net de 156 MtCO₂¹ (Trotignon, 2008). Les compagnies en position longue de permis se sont aperçues que leurs nécessités en permis étaient couvertes et que la vente des permis, qui ne peuvent pas être utilisés dans le SCEQE-2 en raison de l'absence de *banking*, était toujours préférable à un revenu zéro². Par conséquent, pendant le reste du SCEQE-1, les prix des permis ont commencé à converger vers zéro. En revanche, le prix à terme est resté élevé en raison des anticipations de déficits suite aux décisions de la Commission européenne sur les PNAQ 2 et aux engagements du Conseil européen de Mars 2007 de réduire les émissions d'au moins 20 % en 2020. Ceci indique également que le prix à terme peut mieux refléter la dynamique sous-jacente aux anticipations des investisseurs et aux stratégies de couverture (Ehrhart et al., 2005 ; Chevalier et al., 2008).

Une telle instabilité va-t-elle se reproduire pendant les périodes suivantes ? L'examen de la volatilité historique du prix du SO₂ dans le système *cap & trade* américain contre les pluies acides peut apporter quelques éclaircissements sur le fonctionnement probable du prix de CO₂. La comparaison entre le prix du SO₂ et le prix du CO₂ est utile parce que les caractéristiques économiques des deux marchés sont similaires. Les prix du SO₂ ont varié d'un niveau bas de 70 \$/t en 1996 à un niveau élevé de 1 500 \$/t à la fin 2005. Dans la dernière décennie, ces prix ont connu une volatilité mensuelle de 10 % et une volatilité annuelle de 43 %. En calculant la volatilité statistique, définie comme le logarithme absolu annualisé du changement mensuel (*the annualized absolute logarithmic month-to-month change*), Nordhaus (2007a) observe que dans la période de 1995-2005 les prix du SO₂ ont été : (i) plus volatiles que les prix du marché boursier (ou que les prix d'autres actifs comme l'immobilier résidentiel), (ii) beaucoup plus volatiles que les prix à la consommation, et (iii) proches de la volatilité des prix du pétrole. Evidemment, certains changements réglementaires ont été introduits durant ce temps, mais ces changements restent également pertinents dans le marché du carbone.

Par conséquent, les fluctuations rapides des prix du CO₂ sont également attendues dans les phases SCEQE-2 et 3, ce qui n'est pas souhaitable pour les investisseurs. En effet, de tels mouvements et la volatilité du prix du carbone soulèvent inévitablement des questions quant à l'efficacité du prix des permis et à la fiabilité des incitations pour réduire les émissions et pour changer les comportements ciblant la réduction. Le risque des prix bas du CO₂ représente également un obstacle important pour les investissements sobres en carbone (Neuhoff, 2008). L'expérience avec le système américain de SO₂ indique que les régimes quantitatifs rigides peuvent avoir des effets perturbateurs sur la planification de l'investissement. Dans une certaine mesure, la volatilité peut être modérée par les mesures incluant par exemple plus de flexibilité temporelle comme le *banking* et le *borrowing* qui sont analysées avec d'autres mesures potentielles dans la section 4.2.

¹ Ce surplus a cependant diminué d'année en année passant de 83 Mt en 2005 à 37 Mt en 2006 et, enfin, à 36 Mt en 2007.

² « *It's the market, stupid - winners and losers balance out* ». Cela a été la réponse des économistes aux acteurs du SCEQE qui achetaient des permis avant la chute du prix du carbone en avril 2006 et payaient donc les premiums substantiels pour leurs décisions (Convery et Redmond, 2007).

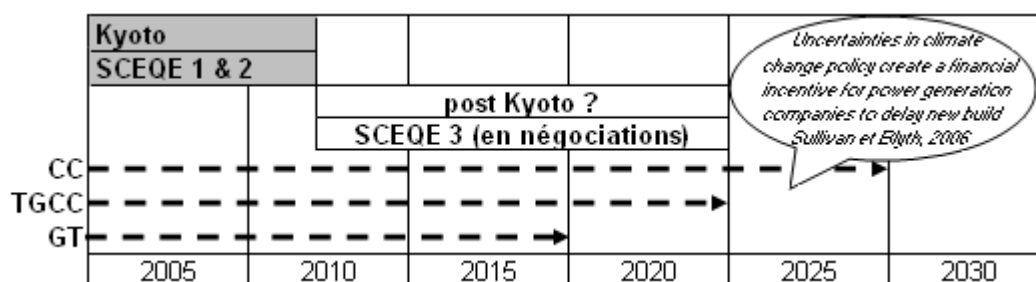
2.2.2 L'incertitude liée à la régulation

Hoffmann et al., (2008) définissent l'incertitude liée à la régulation comme une incapacité perçue par les acteurs à prédire l'état futur de l'environnement réglementaire. A ce jour, les négociateurs dans les conférences climatiques internationales n'ont pas encore défini le régime qui succèdera au Protocole de Kyoto, ce qui laisse donc une incertitude sur la politique climatique après 2012. Les investisseurs font ainsi face au risque lié à la régulation pour la durée de leur projet : ils doivent prévoir ce que les gouvernements feront après 2012 et ils doivent le prévoir maintenant. Par conséquent, le risque politique est transféré du gouvernement au secteur privé – une allocation inefficace du risque, transgressant le principe selon lequel le risque doit être alloué à qui est le mieux placé pour le gérer (Helm et Hepburn, 2005).

Ainsi, même si les gouvernements parviennent à fixer des objectifs rigoureux à long terme, ils devraient également proposer des instruments équivalents. Dans le cas contraire, le secteur privé peut être sceptique à propos de la sincérité de ces engagements et, probablement, conclure que de tels objectifs sont peu crédibles. La crédibilité des gouvernements est un bien rare puisque les politiciens sont guidés par de objectifs multiples et que des partis différents alternent au gouvernement (Abrego et Perroni, 2002). De plus, le changement climatique est un bien public global qui peut être associé à des comportements de *free riding*. Bien que l'Union réduise unilatéralement ses émissions à long terme, l'effet net sur le changement climatique pourrait s'avérer négligeable si elle reste isolée, mais sa compétitivité internationale souffrira. Etant donné le problème global de coordination, les acteurs peuvent adopter un comportement supposant que les objectifs ne seront pas atteints.

De plus, les politiques climatiques existantes sont formulées pour des horizons de temps courts. Durant le SCEQE-1, les décisions d'investissement dans les technologies moins polluantes ont été restreintes par la visibilité limitée de la régulation ultérieure du carbone. Le Graphique 15 montre les périodes de certitude légale et d'incertitude en comparaison des temps de retour typiques pour les investissements dans la production d'électricité (CC : centrale charbon, TGCC : turbine à gaz à cycle combiné, TG : turbine à gaz). Bien qu'une centrale thermique puisse s'amortir sur une période de 15-25 ans, l'horizon de visibilité dure seulement 3-5 ans dans le SCEQE-1 et le SCEQE-2, et les règles d'allocation sont renégociées pour chaque période du SCEQE. Bien que les compagnies européennes aient reçu des signaux clairs de la Commission pour la réduction d'émissions à l'horizon 2020, l'élaboration des détails de la régulation et des règles du jeu pour le SCEQE-3 n'est pas encore finalisée. Les problèmes de crédibilité et des horizons de temps risquent donc d'augmenter le coût en capital des investissements peu carbonés (Blyth, 2007).

Graphique 15 : L'incertitude liée à la régulation pour les compagnies (en gris : la certitude légale)



Hoffmann et al., (2008) rappellent cependant que le mécanisme de cause à effet (« *cause-and-effect* »), entre l'incertitude liée à la régulation et les décisions d'investissements, reste peu clair et nécessite plus de recherche. En effet, Marcus (1981) a cherché à savoir s'il existait un lien de cause à effet entre l'incertitude politique et le changement technologique ou si les entreprises utilisent simplement l'incertitude comme une « rationalisation pour les décisions de ne pas innover ». D'un côté, indépendamment de la décision d'innover ou de ne pas innover, les compagnies qui perçoivent un impact important de la pression exercée par la régulation sur leurs décisions d'investissement seront plus sensibles et percevront donc un niveau plus élevé d'incertitude liée à la régulation. Les perceptions pour leur part varient en fonction de facteurs contextuels (Pfeffer, 1983) et d'attributs individuels (Finkelstein et Hambrick, 1996). Si davantage est en jeu – en termes de gain ou de perte – l'incertitude perçue augmentera probablement. D'un autre côté, le niveau élevé de l'incertitude perçue liée à la régulation peut résulter en un impact important de la régulation, puisque les actions stratégiques des compagnies peuvent être effectuées selon cette incertitude. Ceci est le cas par exemple lorsque les compagnies essaient de gagner les primes au premier entrant (*first mover advantage*) dans un environnement incertain (Aragon-Correa et Sharma, 2003) ou lorsqu'elles hésitent pour leurs décisions d'investissements (Marcus et Kaufman, 1986 ; Ben-David et al., 2000 ; Blyth et al., 2007).

Aragon-Correa et Sharma (2003) proposent ainsi que « l'état perçu de l'incertitude augmente les chances que l'entreprise utilisera ses capacités et ses ressources afin de développer une stratégie environnementale proactive ». Les auteurs considèrent que les responsables qui perçoivent le niveau le plus élevé d'incertitude ont tendance à utiliser les stratégies innovatrices afin « d'anticiper les événements » et de mettre en œuvre des « actions de prévention » pour diminuer les effets qui pourraient rendre l'organisation vulnérable. Ettlie (1983) a testé la même hypothèse en examinant le processus d'innovation dans le secteur alimentaire aux Etats-Unis. Le résultat est bien que les firmes ayant perçu un niveau élevé d'incertitude liée à la régulation ont développé une politique technologique plus agressive. De plus, Ettlie trouve que les firmes ayant pratiqué une politique technologique plus agressive sont celles qui ont également eu le taux le plus élevé de production et d'innovation.

En même temps, d'autres résultats indiquent que le niveau élevé d'incertitude liée à la régulation peut conduire à un niveau d'activité plus faible. Par exemple, Marcus et Kaufman (1986) montrent que dans le programme des carburants synthétiques aux Etats-Unis, l'incertitude liée à la régulation a conduit à des difficultés de planification pour les entreprises et a provoqué l'hésitation plutôt que la « volonté à investir ». Agnolucci (2006) analyse quant à lui les facteurs d'efficacité des instruments économiques, principalement les tarifs d'achat pour promouvoir les énergies renouvelables en Allemagne depuis le début de la dernière décennie. Malgré des augmentations des capacités de production d'origine renouvelable, le résultat est que l'incertitude a diminué les effets des instruments et a ralenti la construction des capacités supplémentaires durant les trois périodes, 1997–1998, 2000 et 2003. Dans deux de ces trois périodes, l'incertitude était d'origine nationale, *i.e.* la révision biennale des taux des tarifs, alors qu'en 2000 l'incertitude a été causée par les signaux ambigus de Bruxelles sur le futur des instruments des tarifs d'achat. En ce qui concerne le SCEQE, Hoffmann et Trautmann (2006) ont montré que le niveau élevé d'incertitude perçue est associé à un impact important du SCEQE sur les décisions d'innovation dans la stratégie environnementale de la compagnie. Paulsson et von Malmberg (2004) ont également souligné que dans le cas du SCEQE « les politiques gouvernementales ambiguës empêchent les compagnies d'effectuer des stratégies de long terme de mitigation du changement climatique ».

Des effets adverses de l'incertitude liée à la régulation sur les décisions d'investissement peuvent donc exister. Pendant que certaines compagnies peuvent réagir plutôt de façon proactive à l'incertitude et mettre en œuvre des stratégies innovatrices afin de gagner un avantage concurrentiel, d'autres compagnies suivront plutôt la stratégie du « *wait-and see* ». L'effet prédominant sera probablement fonction du contexte spécifique externe et interne de la compagnie considérée, de la position dans le marché des permis (acheteur ou vendeur) et de l'irréversibilité des investissements (Ben-David et al., 2000). Il faut tout de même remarquer que le risque associé au prix du carbone est largement politique et particulièrement difficile à juger et à gérer pour les investisseurs privés dont les stratégies impliquent le plus souvent le *lobbying* ou simplement l'attente de la certitude (Grubb et Newbery, 2007). De longues échelles de temps pour les investissements dans le secteur électrique contribuent au choix de ces stratégies. Le rapport Stern est très explicite sur la nécessité d'un prix du carbone crédible à long terme : « afin d'influencer le comportement et les décisions d'investissement, les investisseurs et les consommateurs doivent croire que le prix du carbone sera maintenu dans le futur. Ceci est particulièrement important pour les investissements dans le stock de capital d'une longue durée de vie » (Stern, 2006). Sans signaux stables à long terme, les investisseurs retarderont leurs décisions difficiles et choisiront probablement des investissements flexibles pour lesquels le risque est plus faible. Pour l'essentiel, cela favorise les investissements en turbine à gaz à cycle combiné (TGCC) : coût bas, construction rapide et répercussion des risques des combustibles et du carbone sur les consommateurs par le prix de l'électricité (étant donné que la technologie est souvent marginale). Comme nous l'avons souligné dans le Chapitre I, de tels investissements réalisés de manière systématique créeraient un mix technologique inadapté et ne favoriseraient pas la décarbonisation du système électrique.

2.2.3 La répercussion du prix du CO₂ sur le prix de l'électricité

La façon avec laquelle le coût du carbone va se répercuter sur le prix de marché du kWh constitue un autre aspect du risque carbone, qui accroît le risque-prix de l'électricité sur le marché de gros. Un prix de l'électricité reflétant le coût du CO₂ est nécessaire pour encourager : (i) l'investissement moins polluant dans la production d'électricité, (ii) les réponses de la demande et l'adoption des technologies d'utilisation finale efficaces. Cependant, comme indiqué dans l'Encadré 6, la répercussion est sensible à un grand nombre de facteurs, en particulier la structure du marché électrique et les règles d'allocation des permis de CO₂.

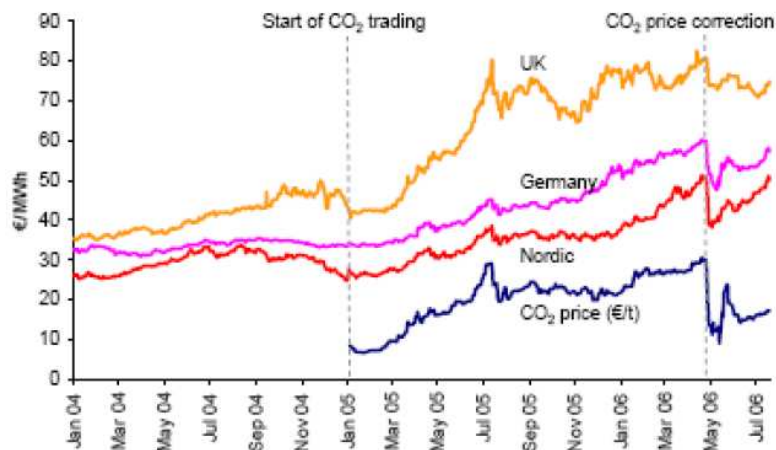
Dans un marché concurrentiel, le coût total des permis doit se refléter dans les prix de l'électricité indépendamment de l'attribution gratuite ou payante des permis (cf. section 2.1.1). Au contraire dans le cas d'un marché régulé, la décision de répercuter le coût d'opportunité des permis de CO₂ dépend de chaque gouvernement et peut influencer les prix concurrentiels ou les prix régulés. Par exemple, suite à l'introduction du SCEQE et aux augmentations prévues du prix de l'électricité, le gouvernement irlandais a ajusté les frais de transport et de distribution afin d'assurer que la répercussion complète sur le prix de l'électricité de gros ne soit pas transmise au prix du détail. En Espagne, le gouvernement ne permet pas aux compagnies d'élever les prix de l'électricité pour couvrir les coûts des permis (Sijm et al., 2005).

Or, le risque d'interdiction de la répercussion complète du coût des permis de CO₂ décourage les investissements des producteurs si ces derniers sont dans l'incapacité de récupérer le coût complet de l'investissement (Reinaud, 2004). Cela renvoie également aux questions liées à la distribution des permis de CO₂ aux nouveaux entrants dans le marché, examinées dans la section 2.3.

Les effets sur le prix de l'électricité de gros pendant le SCEQE-1

En général, et malgré la distribution majoritairement gratuite de permis, les prix de l'électricité ont eu tendance à augmenter sur tous les marchés européens durant le SCEQE-1 (cf. le Graphique 16). Deux principaux facteurs ont contribué à cette tendance : (i) l'augmentation des prix des énergies primaires, en particulier du gaz naturel, (ii) l'introduction du prix du CO₂ dont l'évolution a été également influencée par les variations du prix du gaz. L'effet du prix du CO₂ sur les prix de l'électricité spot est très visible dans le Graphique 16 depuis l'introduction du SCEQE-1, mais surtout en Avril / Mai 2006 après la chute du prix du carbone. La chute de 20 €/tCO₂ en un mois a été immédiatement suivie par la chute des prix de l'électricité d'au moins 5-10 €/MWh (Brannvoll, 2007).

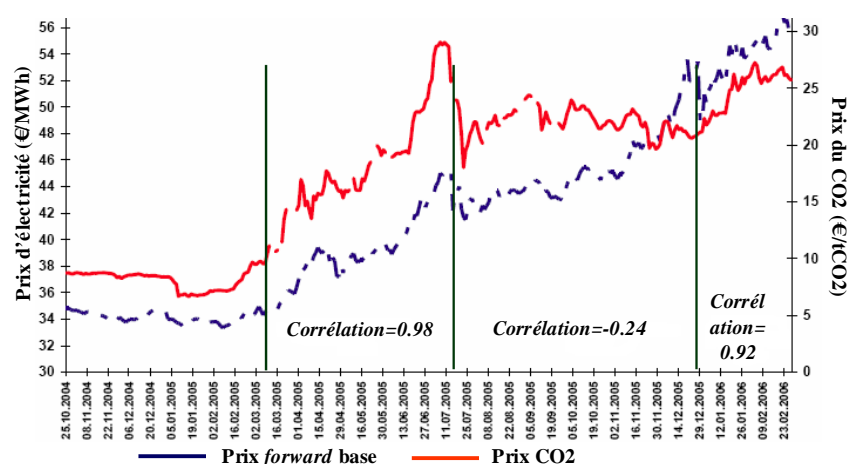
Graphique 16 : Les prix de l'électricité et du CO₂ entre Janvier 2004 et Juillet 2006



Source : Cartal, 2006

Les études empiriques confirment également les corrélations importantes entre le prix du CO₂ et le prix de l'électricité. Les résultats d'une enquête effectuée par *German Association of Industrial Energy Users and Self-Generators* (VIK) indiquent que les prix de l'électricité ont augmenté de façon importante, alors que les prix des combustibles, *i.e.* du charbon, sont restés stables durant la période de Janvier 2005 à Février 2006. En effet, l'influence du prix du CO₂ sur la formation du prix de l'électricité a été significative comme le montre la corrélation depuis le début 2005 dans le Graphique 17. Néanmoins, la corrélation est plutôt faible de Juillet à Décembre 2005 qui est une période durant laquelle les prix du CO₂ ont été stables. Cela implique que les variations du prix de l'électricité ne peuvent pas être totalement expliquées par les changements du prix du carbone, d'autres facteurs intervenant également. De façon similaire, des relations fortes (les coefficients de corrélation en dessus de 0,9) entre le prix à terme de l'électricité et le prix du CO₂ ont été mises en perspective au Royaume Uni, au Pays-Bas et en Scandinavie durant le SCEQE-1 (voir Riechmann et al., 2006).

Graphique 17 : La corrélation entre les prix à terme de base et les prix du CO₂ en Allemagne



Source : VIK, 2006

Plusieurs auteurs ont effectué des estimations économétriques concernant l'impact des prix des permis sur les prix de l'électricité de gros. Honkatukia et al., (2006) estiment que durant les seize premiers mois du programme environ 75-95 % du changement du prix du carbone a été répercuté sur les prix spot de la partie Finlande de NordPool, bien que le marché Nordique soit dominé par le nucléaire et l'énergie hydraulique. De même, Sijm et al., (2005) évaluent les taux de répercussion durant la période de Janvier à Juillet 2005 pour les cas suivants : (i) les heures de pointe et les heures creuses en Allemagne où les prix sont majoritairement fixés par les centrales au charbon et (ii) les heures de pointe et les heures creuses aux Pays Bas où le combustible marginal est le gaz pour les heures de pointe et le charbon pour les heures creuses. Leurs résultats indiquent que la répercussion du permis du CO₂ varie entre 40 et 72 % selon l'intensité en carbone de la technologie marginale et les autres facteurs technologiques ou de marché (cf. Tableau 6). Les auteurs n'expliquent pas cependant les différences importantes de répercussion entre les heures de pointe et creuses. La différence dans la concurrence pourrait ainsi jouer un rôle en Allemagne, alors qu'aux Pays Bas les variations entre les prix et les combustibles utilisés pourraient expliquer cette situation.

Tableau 6 : La comparaison des taux de répercussion estimés en Allemagne et aux Pays Bas durant la période Janvier-Juillet 2005

Pays	Période	Combustible (efficacité)	OLS ^a %	PW ^a %	ECN	
					%	€/MWh
Allemagne	Pointe	Charbon (40%)	72	69	73	9.5
	Creuse		42	42	46	5.9
Pays Bas	Pointe	Gaz (42%)	40	44	39	2.8
	Creuse	Charbon (40%)	53	47	55	7.2

OLS (ordinary least square), (PW) Prais Winsten, ECN (l'analyse des *spreads* par les auteurs)

^a Toutes les estimations de régression sont statistiquement importantes au niveau de 1 %.

Source : à partir de Sijm et al., 2005

Il reste cependant difficile de formuler de manière générale l'impact du SCEQE-1 sur les prix de l'électricité en Europe. Les différences nationales dans la structure des marchés électriques et les réglementations (e.g. plafonds de prix ou *price caps*) impliquent qu'aucune réponse universelle

n'existe en ce qui concerne les effets du SCEQE sur les prix de l'électricité (cf. Reinaud, 2007). La répercussion du prix du CO₂ sur les prix de l'électricité est réelle selon les études suscitées. Cependant, les études ne couvrent pas les marchés électriques qui n'appliquent pas la tarification du coût marginal. Or, sur les marchés qui restent toujours sujets à différents types de réglementation ou à d'autres moyens équivalents (e.g. les prix régulés en Espagne ou en Pologne, les contrats spéciaux pour les grands consommateurs en France), l'effet de répercussion peut s'avérer plutôt limité. L'impact du coût des permis et sa répercussion sur les prix de l'électricité de détail sont encore plus compliqués. Les prix pour les utilisateurs finaux, sauf pour les installations auto-productrices, dépendent de la combinaison des différentes dispositions sous-jacentes sur le marché de gros.

Ce qui est plus évident à partir des études mentionnées est la relation entre la distribution gratuite des permis et les prix de l'électricité, ce qui a conduit à des profits considérables pour certains opérateurs électriques pendant le SCEQE-1. Bien que les permis de CO₂ soient distribués gratuitement, ils ont un coût d'opportunité : si un exploitant les utilise pour couvrir ses émissions, il ne peut les vendre. Par conséquent, cet exploitant a intérêt à répercuter le coût des permis dans son prix de vente, d'où des profits « tombés du ciel » (*windfall profits*). Sijm et al., (2006) estiment qu'avec un prix du CO₂ de 20 €/tCO₂, les *windfall profits* pour les opérateurs aux Pays-Bas varient entre 300-600 M€ en 2005. De même, pour le secteur électrique britannique, les *windfall profits* sont estimés à 800 M£/an. En Allemagne en revanche ces profits pour les opérateurs sont nettement supérieurs, soit 5 milliards d'euros durant les seize premiers mois de fonctionnement du SCEQE (VIK, 2006). La vente des permis aux enchères (discuté dans la section 4.1) au lieu de la distribution gratuite peut éliminer ces profits considérables, mais ne peut pas écarter le risque d'une volatilité des prix de l'électricité accentuée par répercussion des coûts du carbone.

Ce risque de prix peut affecter le choix technologique de différentes façons. En effet, comme la production de l'électricité marginale est habituellement basée sur les combustibles fossiles et fixe le prix de l'électricité, implique que ces producteurs sont largement couverts contre le risque du prix du combustible et du carbone. Les investisseurs peuvent donc profiter du lien entre le coût marginal de production (combustible plus carbone) et le prix de l'électricité et peuvent répercuter aux consommateurs le risque lié aux intrants (s'ils ont un portefeuille équilibré de centrales). En revanche, la production « non marginale » à partir des énergies renouvelables ou du nucléaire est exposée à la volatilité du prix de l'électricité. Dans ce contexte, elles font face à un risque plus élevé (Roques et al., 2006). La structure du marché électrique place donc le risque associé aux incertitudes liées au prix de l'électricité sur les investisseurs « bas carbone ». De plus, les modalités d'allocation dans le SCEQE-1, examinées dans la section suivante, ont amplifié le risque-prix de l'électricité et ont également créé des incitations perverses pour les investisseurs.

2.3 Les règles d'allocation et les distorsions des incitations

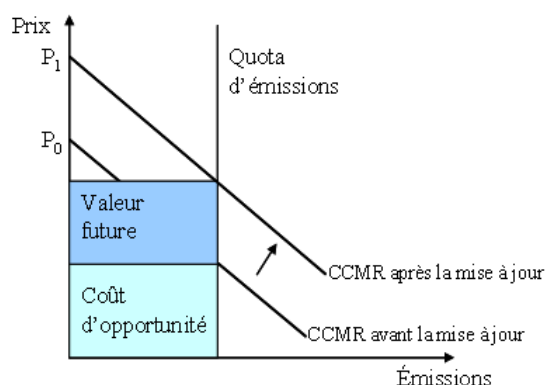
La méthode d'attribution des permis devrait être indifférente à l'efficacité économique d'un système *cap & trade* parce que les échanges permettent aux acteurs du marché de trouver les opportunités de

réduction au moindre coût. Ce résultat est dû à Montgomery (1972) dont l'hypothèse implicite est que l'allocation doit être basée sur une référence fixée, historique. Les systèmes américains de *cap and trade* pour le SO_2 et NO_x ont suivi ce modèle (Ellerman et al., 2000). Les allocations ont été distribuées durant plus d'une décennie en utilisant les volumes de production historiques ; l'allocation est restée fixe indépendamment de l'opération subséquente, de l'investissement ou même de la fermeture de la centrale.

Cependant, le SCEQE est initialement caractérisé par des périodes courtes d'allocation : d'abord trois ans, ensuite cinq ans. De plus, plusieurs études indiquent que l'attribution des permis aux installations existantes est basée sur les informations récentes relatives aux émissions, *c'est-à-dire* avec une mise à jour de référence (Buschner et al., 2006 ; Rogge et al., 2006 ; Matthes et Neuhoﬀ, 2008). Le processus d'allocation, qui a prédominé dans le SCEQE-1, ne ressemble donc pas à celui du *pure grandfathering* et reste plutôt contingent des décisions actuelles de production, d'investissement et de fermetures. Les producteurs peuvent donc former des anticipations sur comment leur comportement actuel influencera les décisions des autorités pour les allocations futures (cf. Encadré 8). Ce phénomène de comportement stratégique est souvent évoqué comme un problème de *strong early action* – la réduction des émissions trop tôt réduit l'allocation future. Par conséquent, ces anticipations sur les allocations futures des permis peuvent distordre les décisions actuelles (Neuhoﬀ et al., 2006 ; Neuhoﬀ et al., 2006a). La continuation avec le *grandfathering* séquentiel implique que la réduction importante des émissions peut être déplacée indéfiniment. Le *grandfathering* avec mise à jour de la référence ébranle sérieusement les incitations pour la réduction des émissions (Burtraw et al., 2002 ; Egenhofer et al., 2006 ; Ellerman, 2006).

Encadré 8 : L'impact de la mise à jour de la référence sur la courbe de coût marginal de réduction (CCMR)

Avec la mise à jour de référence, le pollueur reçoit des allocations futures en fonction des émissions d'aujourd'hui. La valeur de ces allocations futures est représentée dans l'aire « valeur future » entre le prix de marché du permis et les coûts internes d'opportunité du pollueur. Cela peut être représenté comme la hausse de la courbe de coût marginal de réduction. Le prix du permis augmente donc de P_0 à P_1 pour que le quota d'émissions soit respecté. En ajoutant la valeur future, la mise à jour fournit essentiellement une subvention à la production qui réduit le coût variable de l'activité économique. De cette façon, elle introduit un biais favorable à l'augmentation des émissions (Harrison et Radoﬀ, 2002).



Source : D'après Neuhoﬀ et al., (2006a)

Les *benchmarks* ont été souvent proposés comme une solution pour réduire les distorsions provenant de *grandfathering* séquentiel. Selon ce critère, le volume des permis attribué n'est pas lié aux émissions historiques d'une centrale, mais plutôt à sa production. La production est multipliée par le facteur de *benchmark* (la moyenne des facteurs d'émissions d'une industrie ou bien les émissions

d'une meilleure technologie disponible (*BAT*) afin de déterminer l'allocation gratuite des permis. Par exemple, la production d'électricité d'une centrale est mesurée dans une année de référence puis multipliée par les émissions que produit une *BAT* par unité d'électricité afin de déterminer l'allocation gratuite des permis. De cette façon, l'opérateur a une incitation à améliorer l'efficacité de centrale mais seulement si la référence reste fixe.

L'inconvénient de ce mode est qu'il est basé sur une variable qui peut être manipulée par l'entreprise si l'année de référence est mise à jour. Les entreprises peuvent donc être incitées à produire davantage quand elles sont soumises à un tel marché, pour obtenir plus de permis. Elles produiront donc au delà du niveau de production socialement efficace, puisqu'en produisant une unité additionnelle de bien, les entreprises gagneront non seulement le prix du marché de ce bien mais aussi le prix des permis additionnels obtenus (Fischer, 2001).

Pour illustrer ces distorsions prenons l'exemple des allocations proposées aux centrales thermiques de PNAQ 2 en Allemagne. Les centrales thermiques reçoivent les permis dans la période 2008-2012 d'une manière proportionnelle à la production moyenne de la période de référence de 2000-2004. Le PNAQ 2 indique également qu'une méthode similaire avec mise à jour de la référence sera appliquée pour le SCEQE-3. Le Tableau 7 illustre ce que les producteurs peuvent penser si la même démarche d'allocation est gardée pour la prochaine phase du SCEQE-3. Supposons que l'opérateur d'une turbine à gaz à cycle combiné (TGCC) émette 0,4 tCO₂/MWh et que le prix des permis en 2008 est de 25 €/tCO₂. Le coût (d'opportunité) pour émettre le CO₂ de cette unité est de 10,1 €/MWh. Cependant, si le PNAQ 2 actuel allemand reste tel quel, les unités efficaces au gaz recevront un taux d'allocation de *benchmark* de 0,292¹ pour la production moyenne d'électricité dans la période de référence pour la période de 2013-17 (cf. Tableau 7). Avec l'hypothèse d'une augmentation du prix du carbone de 2 % par an (en terme réels) et que la firme actualise la valeur d'allocation future de 10 %, la valeur des permis dans la période 2013-17 est en moyenne de 13,84 € et la valeur d'allocation future de 4 €/MWh. Si on soustrait cette valeur aux coûts actuels, l'opérateur prendra en compte les coûts d'opportunité de 6 €/MWh de l'électricité produite. Le signal prix du CO₂ du SCEQE sera sapé d'environ 40 %. En plus, la différence entre les coûts environnementaux des unités de gaz et de charbon est réduite par ce type d'allocation de 11,1 €/MWh (21,2-10,1) à 6,8 €/MW (12,8-6). Cela pourrait favoriser, en fonction des prix des énergies primaires, la poursuite du fonctionnement au charbon plutôt que le changement vers le gaz dans la période de 2008-12, ce qui peut conduire à l'augmentation des émissions. Néanmoins, comme le quota des émissions est fixé, cette augmentation des émissions mènera également à la hausse de prix du carbone.

¹ En prenant en compte les dispositions établies dans le PNAQ 2 allemand – le *benchmark* de 365 EUA/GWh, l'ajustement 0,83 pour les enchères et un autre ajustement basé sur l'ajustement d'efficacité de *cap* global – cela conduit à une allocation de 80 % du *benchmark* de 365 EUA/GWh (ou 0,292 EUA/MWh).

Tableau 7 : L'allocation basée sur la production avec la mise à jour de référence

	Taux d'émission	Coût de permis (=coût de CO ₂)		Allocation future (2013-17)			Coût d'opportunité
	tCO ₂ /MWh	€/EUA ^a	€/MWh	Benchmark ^b	Valeur Actualisée future ^c		€/MWh
Gaz	0.403	25.0	10.1	0.292	13.8	4.0	6.0
Charbon	0.846	25.0	21.2	0.600	13.8	8.3	12.8
Non fossile	0.000	25.0	0.0	0	13.8	0.0	0.0

^a - EUA (European Union Allowance) - nom des droits d'émission de l'Union Européenne ; ^b - avec l'hypothèse de benchmark de 356/750 EUA/GWh pour le gaz/charbon et le facteur d'ajustement de 0,8 ; ^c - le prix du carbone augment de 2 % et le taux d'actualisation est de 10 % ; ^d - en prix de 2008.

Source : d'après Matthes et Neuhoﬀ, 2008

Cet exemple illustre que le *benchmark* basé sur la production avec mise à jour de la référence réduit les coûts d'opportunité des centrales thermiques et peut distordre le choix entre les combustibles. Ainsi, si le *benchmark* parvient à protéger certains secteurs ou opérateurs du prix du carbone, ces derniers continueront à investir dans les technologies intensives en carbone et augmenteront leurs émissions (Harrison et Radov, 2002).

Une différenciation de *benchmarks* (e.g. par fuel, processus ou taux d'utilisation) implique aussi le financement supplémentaire d'installations particulières et diminue davantage le potentiel d'économie de coût du SCEQE puisque les incitations d'adoption et d'innovation sont limitées aux sous-groupes (Schleich et al., 2007). Jusqu'ici, seulement le Danemark, le Luxembourg, la Suède, le Royaume Uni, les Flandres et la Wallonie en Belgique ont appliqué des *benchmarks* uniformes pour la production d'électricité (e.g. 265 g CO₂/kWh en Suède). Or, les *benchmarks* uniformes créent les incitations les plus importantes pour investir dans des technologies les moins émettrices.

2.3.1 Les règles pour les sortants

En général, la fermeture d'une installation peut être traitée de deux façons : l'allocation peut être terminée ou elle peut être continuée. Les sortants dans le programme américain de SO₂ peuvent garder leurs allocations pour toute la période du programme, alors que la règle la plus commune dans les PNAQ 1 et 2 des Etats membres est de reprendre les permis si l'activité économique d'une installation est réduite ou si l'installation se ferme. Or, le retrait des permis des installations fermées résultent en des inefficacités économiques et des désincitations pour les nouveaux investissements comme expliqué ci-dessous (Schleich et Betz, 2005 ; Neuhoﬀ et al., 2006).

L'argument principal pour ne pas modifier l'allocation en cas de réduction d'activité économique, voir sa fermeture, est que « cela préserve les incitations correctes pour que les firmes individuelles considèrent les coûts privés financiers des ressources comme équivalents au coût d'opportunité social lors d'une prise de décision en matière de changement d'activité économique, minimisant par ce biais le coût global social » (Ahman et al., 2007). Si l'allocation est gardée intacte, le propriétaire d'une installation considérera l'investissement et les décisions opérationnelles seulement sur la base des coûts d'opportunité – le coût marginal de production incluant le prix des permis d'émission. S'il est profitable de fermer l'installation pour l'opérateur et de transférer ou de vendre les permis à une

installation plus efficace, cela constituera la solution efficace correspondant à l'effet attendu du système d'échange, toutes choses égales par ailleurs (Ahman et al., 2007).

L'important est que la décision ne soit pas dépendante de l'existence d'une allocation gratuite. Quand cela est le cas, les incitations à l'adoption et à l'innovation se modifient car la perte d'allocation se traduit en un coût d'opportunité additionnel qui affecte les décisions de production. Par conséquent, la firme ne maximisera pas son profit seulement en fonction du coût de production et du prix de marché de ses produits ; elle prendra également en compte la valeur d'allocation qu'elle perdra si elle arrête de produire. Une allocation qui dépend de la poursuite de l'opération agit comme une subvention à la production par la valeur de l'allocation. Si l'allocation s'arrête lors de la fermeture, les anciennes installations peuvent fonctionner plus longtemps et les nouveaux investissements plus propres peuvent être reportés puisque les coûts d'opportunité des sortants ne sont pas correctement valorisés.

Plusieurs auteurs s'accordent sur le fait que les allocations ne doivent pas être ajustées si l'installation est fermée dans le but d'assurer l'efficacité économique (Betz et al., 2004 ; Harrison et Radov, 2002 ; Ellerman, 2006 ; Ahman et al., 2007). Il est difficile cependant d'envisager que les gouvernements peuvent allouer des permis aux anciens propriétaires des centrales qui n'existent plus. Premièrement, l'allocation des ressources publiques sans aucun bénéfice tangible serait difficile à expliquer au public. Deuxièmement, les anciens propriétaires sont peu importants dans le processus de négociation, alors que les émetteurs restants peuvent menacer de fermetures et donc de pertes d'emploi, d'innovation potentielle et de croissance future.

Certains Etats membres (e.g. Allemagne, Italie, Autriche et Pologne) ont donc introduit des règles de transfert (*transfer rules*) qui permettent aux opérateurs, dans le cas de nouveaux investissements, de transférer les permis à la nouvelle installation. Les effets incitatifs d'une telle règle ressemblent à ceux qui permettent de garder les permis après la fermeture, mais cette règle augmente tout de même la complexité du système. Bode et al., (2005) montrent que la règle de transfert en Allemagne a établi une discrimination contre les nouveaux entrants et impliqué des profits significatifs pour les opérateurs historiques. Ainsi, les règles autrichiennes indiquent de façon explicite que la nouvelle installation doit avoir le même propriétaire que celui de l'ancienne installation. La règle réduit donc les chances d'entrer sur le marché des nouveaux investisseurs.

2.3.2 Les règles pour les entrants

Dans les systèmes de permis d'émissions, les nouveaux entrants peuvent acheter les permis sur le marché ou lors d'enchères spécifiques, ou ils peuvent les recevoir gratuitement d'une réserve spéciale. La logique du système tend plutôt vers l'achat des permis pour tout nouveau projet, au prix du marché puisque les décisions d'investissements peuvent être basées de cette façon sur les coûts sociaux complets (i.e. le coût privé plus le coût environnemental). L'achat des permis sur le marché ou aux enchères fournit également des incitations monétaires importantes pour adopter des technologies plus propres, dans la mesure où ces technologies diminuent l'achat des permis (Milliman et Prince, 1989). En revanche, l'allocation gratuite crée des subventions pour les investissements (et la

production polluante), ce qui augmente donc le coût total pour la société de la satisfaction des objectifs climatiques (Spulber, 1985). Pourtant, les PNAQ 1 et 2 Européens retiennent « la réserve pour les nouveaux entrants »¹ afin d'allouer gratuitement les permis aux nouveaux projets d'investissement sur la base du principe « du premier arrivé, premier servi » (*first-come-first-served*)².

Les différentes règles d'allocation influencent différemment les décisions d'investissement. Néanmoins, l'aspect qui les lie est que l'allocation attribuée seulement aux centrales émettrices en CO₂, que se soit à partir du charbon ou du gaz naturel, réduira les coûts d'investissement de ces dernières par rapport aux choix des technologies zéro-carbone, comme les renouvelables ou le nucléaire. Ceci peut conduire à une capacité de production émettrice de CO₂ plus importante par rapport à ce qui aurait été le cas autrement (Ellerman, 2006).

Néanmoins, la valeur des permis alloués en relation avec les autres coûts devrait être appréhendée afin de déterminer son importance pour les décisions d'investissements. « Si l'allocation représente une source importante de revenus pour une installation et si la valeur d'allocation dépend des décisions d'investissements, l'allocation influencera probablement les décisions prises par les investisseurs » (Ahman et Holmgren, 2006). Selon plusieurs calculs effectués, l'allocation pour le nouvel entrant constitue en effet une source importante de revenu pour l'opérateur d'installation (voir Ahman et Holmgren, 2006 ; Ellerman, 2006). L'exemple suivant permet de donner un ordre de grandeur. Le PNAQ Danois indique explicitement l'allocation perçue par un nouvel entrant : 1,170 EUA/MW de capacité installée. Ce chiffre est basé sur une turbine à gaz à cycle combiné (TGCC) qui fonctionne 5 000 heures par an avec 60 % d'efficacité. Avec le prix du CO₂ à 20 €, la valeur annuelle d'allocation est de 34 200 €. L'estimation raisonnable du coût du capital se situe alors aux alentours de 600 €/kW. Avec un taux annuel de dépréciation du capital et d'intérêt de 15 %, la récupération annuelle de capital nécessaire est de 75 000€. Ainsi, presque la moitié de ce montant est compensée par l'allocation au nouvel entrant. Il est donc très probable que l'allocation influence les décisions d'investissement, ainsi que la compétitivité des firmes et des technologies. Ahman et Holmgren (2006) font cependant remarquer que pour disposer d'une évaluation complète de l'influence des allocations sur les décisions d'investissements, les facteurs comme l'horizon

¹ Bouttes et Trochet (2004) substituent le « terme ambigu et impropre des nouveaux entrants par celui de nouveaux projets ». Il s'avère que ces réserves sont disponibles pour toutes les nouvelles installations émettrices, mais devraient en principe être probablement utilisées par les opérateurs historiques plutôt que par les nouveaux entrants.

² Neuhoﬀ (2008) justifie l'allocation gratuite aux nouveaux entrants sur la base de trois motifs. *Premièrement*, afin d'assurer le traitement équitable de tous les agents pollueurs, les nouveaux entrants doivent également obtenir des allocations gratuites. En l'absence d'allocations aux nouveaux entrants, il serait difficile de justifier les allocations importantes aux installations existantes. *Deuxièmement*, afin d'éviter les risques que les nouveaux entrants ne puissent pas acquérir un montant suffisant de permis sur le marché, il faut allouer aux nouveaux entrants (et afin de repousser la nécessité pour les enchères). Si le système des enchères n'est pas opérationnel, les nouveaux entrants doivent acheter leurs permis aux autres agents pollueurs. Cependant, il est probable que ces agents exercent un pouvoir de marché ou ne s'engagent pas dans les échanges, ce qui limiterait donc l'entrée. *Troisièmement*, pour compenser certaines des distorsions entraînées par les règles de fermeture. Etant donné que les provisions de fermeture créent des incitations à conserver les vieilles centrales en opération, les nouveaux émetteurs doivent également être subventionnés afin de s'assurer que les firmes remplacent les vieilles centrales.

d'allocation court (3-5 ans), les coûts variables et les autres facteurs du marché doivent être pris en compte également.

En conclusion, les règles sur les fermetures et les nouveaux entrants interagissent et influencent les décisions de fermeture et d'investissement. La décision de retirer l'allocation de l'installation en fermeture ou de l'allouer à la nouvelle installation seulement si l'installation est opérationnelle crée un avantage pour cette installation. De telles politiques créent des subventions à la production, avantagent les entrées et ne facilitent pas les sorties des technologies polluantes.

2.4 Les décisions d'investissements : ont-elles été affectées ?

Les objectifs principaux du SCEQE sont d'atteindre les réductions d'émissions à moindre coût et de promouvoir l'innovation globale (European Commission, 2005). Cependant, la phase d'essai a laissé de nombreux auteurs sceptiques quant aux effets innovants stimulés par les règles d'allocation, en présence d'effets-pervers (Gagelmann et Frondel, 2005 ; Schleich et Betz, 2005). Bien que la question soit essentielle pour l'architecture de la politique climatique future, les résultats empiriques existants ne sont pas suffisants pour répondre à cette question puisque le SCEQE est en vigueur seulement depuis 2005. L'analyse de Hoffman (2007) est l'une des rares à traiter des décisions d'investissement durant le SCEQE-1 pour le cas du secteur électrique allemand. Les résultats de cette analyse peuvent être généralisés aux secteurs électriques des autres pays membres, cependant les impacts dépendront des situations spécifiques de ces pays, notamment de la structure de leur marché électrique par rapport au nombre et à la taille des opérateurs et du degré de libéralisation, d'utilisation des combustibles pour la production d'électricité, des caractéristiques nationales du SCEQE exprimées dans les PNAQs, et enfin de la nature des autres régulations (e.g. politique de promotion des énergies renouvelables).

Dans son analyse, Hoffmann (2007) distingue entre les investissements de long terme tels que la R&D, les investissements de portefeuille à moyen et long terme s'adressant aux technologies existantes, et les investissements à court terme liés à l'amélioration et/ou la modernisation des centrales existantes. Pour analyser empiriquement les décisions des investissements technologiques en réponse au SCEQE, l'auteur retient cinq compagnies électriques allemandes¹.

L'auteur montre qu'en général le prix du CO₂ se reflète dans les décisions de production et d'investissement. Le principe économique fonctionne donc. Cependant, l'observation générale est que le SCEQE-1, comme appliqué durant la phase d'essai, ne conduit pas à un changement radical par rapport au développement et à l'utilisation de centrales électriques. Plutôt, les compagnies semblent miser sur les principes et les considérations sous-jacents aux décisions d'investissements prévalant avant l'introduction du SCEQE, *i.e.* avant tout la réduction de la consommation de combustibles. Le facteur du coût d'opportunité du CO₂ fournit tout de même une incitation additionnelle pour réduire

¹ Une des cinq compagnies est un nouvel entrant, trois compagnies représentent les grands opérateurs historiques, alors que la dernière compagnie n'est ni l'un ni l'autre. Les cinq compagnies couvrent 80% des émissions de CO₂ du secteur électrique allemand et plus de 50 % des investissements annoncés.

l'utilisation des combustibles si les économies des coûts marginaux peuvent être justifiées par le prix moyen de permis. Ainsi, les autres régulations existantes doivent être prises en compte en analysant les effets du SCEQE. Cela s'applique en particulier à la politique de promotion des énergies renouvelables, dont les augmentations récentes sont dues à la politique des tarifs d'achat garantis plutôt qu'au SCEQE.

Cependant, le SCEQE s'est avéré comme un déterminant important des activités d'amélioration ou de modernisation. Cela s'explique par les durées courtes d'amortissement de ces investissements, ainsi que par certaines règles spécifiques des PNAQs¹. Quant aux investissements en R&D, Hoffman indique que les efforts dans le secteur électrique sont plutôt conduits par les politiques climatiques à long terme. Le protocole de Kyoto manifeste donc des intentions politiques de réduction des émissions et le SCEQE ne fait qu'influencer la sélection des activités de R&D (e.g. dans l'électricité renouvelable ou la capture et le stockage de carbone) mais ne change pas fondamentalement l'intensité des efforts en R&D.

La conclusion probablement la plus importante de Hoffman, et qui va dans le sens de nos observations sur les investissements dans les autres marchés électriques européens, est que l'impact du SCEQE-1 sur les investissements moins polluants à durée d'amortissement longue a été très limité. D'un côté, certaines compagnies ont adopté plus de technologies au gaz dans leur portefeuille pour diminuer leurs émissions de CO₂². En général, la tendance pour des investissements dans les technologies avec délais courts et avec bas coûts d'investissement, telles que la turbine à gaz à cycle combiné (TGCC), a également prévalu pendant le SCEQE-1 à cause de planifications des constructions avant l'introduction du SCEQE. D'un autre côté cependant, le SCEQE-1 a également connu une « renaissance des centrales au charbon »³. Cette renaissance paradoxale s'explique principalement par des prix du gaz à la hausse, mais également par des incitations perverses définies dans les PNAQs ; en particulier l'allocation gratuite pour les nouveaux entrants ou les règles de transfert¹ avec parfois des garanties d'approvisionnement en permis pour les quatorze prochaines années (e.g. dans le PNAQ 1 allemand) (Platts, 2005 ; Bode et al., 2005). De plus, il apparaît que les augmentations du prix de l'électricité, causées par les répercussions des coûts d'opportunité des permis distribués gratuitement, ont amélioré la rentabilité de certains des projets non rentables avant l'introduction du SCEQE.

¹ Par exemple, le premier PNAQ allemand comprend une règle selon laquelle une centrale avec une efficacité inférieure à un minimum spécifique au combustible reçoit 15 % de permis en moins dès 2008.

² L'allemand E.ON a commencé la construction des deux TGCC de 800 MW en Italie et en Allemagne (Bavaria) ; l'espagnol Endesa s'est lancé dans la construction de vingt TGCC en Espagne, au Portugal, en Italie et en France ; EDF Energy au Royaume Uni a proposé en 2005 la construction d'une TGCC de 1,2 GW dans West Burton et Sutton Bridge (Platts, 2005).

³ L'allemand RWE a commencé la construction d'une centrale au charbon de 2,2 GW à Neurath (Allemagne) ; l'allemand E.ON s'est également lancé dans la construction d'une centrale au charbon de 1,1 GW à Datteln (Allemagne) ; le Tchèque CEZ a annoncé en 2005 ses plans de construction de deux centrales au charbon, au total 1,32 GW ; l'italien Enel a décidé de transformer la centrale de Porto Tolle de 2,6 GW fonctionnant au fioul en une fonctionnant au charbon ; le belge Electrabel examine les sites pour les deux nouvelles centrales au charbon (Platts, 2005).

Quel est donc la signification de ces investissements « polluants » décidés ou mis en œuvre durant le SCEQE-1 ? Si les engagements de la Commission et des gouvernements à réduire les émissions à l'horizon 2020 et au delà resteront crédibles, ces centrales, surtout celles au charbon, peuvent avoir deux effets. Premièrement, l'augmentation de la production polluante accroîtra la demande pour les permis ainsi que leur prix sur le marché (et par conséquent celui de l'électricité) face aux réductions ultérieures des quotas pour le secteur électrique. Deuxièmement, le prix du carbone plus élevé stimulera les investissements dans les technologies plus propres, principalement les technologies de base comme le nucléaire et les renouvelables, ce qui peut diminuer par conséquent les heures d'opération des technologies « polluantes » et, donc, impliquer des coûts irrécupérables (sunk costs) importants pour ces technologies. En plus, les consommateurs pourraient être favorables à l'obtention de parts des compagnies de production dont les coûts sont indépendants des prix du combustible et du carbone afin de se couvrir contre les risques de prix de l'électricité (Grubb et Newbery, 2007). De façon similaire, les fournisseurs (ou même les consommateurs finaux dans le cas du projet nucléaire en Finlande) peuvent être favorables à la signature de contrats d'électricité peu carbonée pour couvrir leur exposition contre le risque du prix de l'électricité.

La renaissance du nucléaire

Un aspect marquant durant la fin du SCEQE-1 et le début du SCEQE-2 a été la « renaissance du nucléaire ». Jusqu'alors, peu de commandes pour les centrales nucléaires ont été réalisées sur des marchés libéralisés, exception faite pour les centrales en construction en Finlande et en France. Cependant, on peut imaginer que la hausse des prix du pétrole et du gaz survenue en 2007 et 2008, ainsi que les prix élevés du carbone attendus du fait des engagements de la Commission de réduire de 20 % les émissions de GES en 2020, relancent l'intérêt pour ces types de centrales en Europe. Pour le président de la Commission, M. Barroso, le nucléaire est devenu « l'une des sources d'énergie les moins chères » et peut donc protéger l'économie européenne de la volatilité des prix du pétrole (Plichta et Ricard, 2008). Le nucléaire constitue également une option à laquelle on ne peut échapper dans un contexte de lutte renforcée contre le changement climatique (Criqui, 2007). A ce jour, quinze des vingt-sept Etats membres ont recours à cette technologie pour produire de l'électricité.

Après un long débat public, le gouvernement Britannique a officiellement annoncé le 10 Janvier 2008, la relance de la construction de centrales nucléaires au Royaume-Uni, pays qui possède le plus vieux parc en Europe occidentale. La diversification des sources énergétiques et la baisse des émissions de gaz à effet de serre (GES) sont les deux objectifs assignés à cette relance du nucléaire (BERR, 2008). La spécificité du recours britannique est que le coût de démantèlement, de la construction des nouvelles centrales et de l'élimination des déchets sera entièrement assuré par le secteur privé (BERR, 2008). Pour leur part, les pouvoirs publics s'engagent à faciliter la délivrance de permis de construire, jadis pénalisée par de longues enquêtes publiques. Pour limiter les protestations

¹ Les règles du transfert sont incluses dans les PNAQs de la Grèce, de la Hongrie, du Luxembourg, des Pays Bas, de la Pologne, du Royaume Uni et de l'Allemagne. Cependant, les termes du transfert varient d'un pays à l'autre.

des écologistes ou des riverains, les nouveaux réacteurs seront installés sur les sites existants. Cependant, comme nous l'avons constaté dans le Chapitre I, sur des marchés électriques fragmentés, comme le marché britannique, il est difficile pour les compagnies de répondre au risque financier des nouvelles centrales. De plus, le producteur *British Energy*, propriétaire des huit réacteurs britanniques, ne pourrait pas développer tout seul les projets nucléaires suite aux retombées financières de sa quasi-faillite en 2003¹ due à la volatilité du marché (Taylor, 2008), à moins qu'un consortium ne s'organise avec les grands consommateurs industriels comme dans l'exemple finlandais. Néanmoins, les autres compagnies de taille moyenne sont majoritairement des filiales des grandes compagnies Européennes (EDF, E.ON, RWE) qui ont des bilans solides, des bonnes notes d'évaluation, ainsi que des expériences dans le fonctionnement et l'opération des centrales nucléaires. Par conséquent, plusieurs consortiums sont envisagés pour partager les coûts et les risques des projets nucléaires : le consortium d'E.ON-UK et RWE-Npower pour supporter le coût d'apprentissage des réacteurs nucléaires, le consortium d'EDF-Energy et E.ON-UK pour résoudre les problèmes de planification et de localisation (Finon et Roques, 2008).

Vingt ans après, l'Italie relance également le débat sur l'énergie nucléaire. Sa dépendance à 90 % par rapport au gaz, au pétrole et à l'électricité achetés à l'étranger pèse de plus en plus lourd dans le budget national (Bozonnet, 2008). Le gouvernement de Berlusconi a donc pris l'engagement « de poser la première pierre de la construction d'un groupe de centrales de nouvelles génération » avant la fin de sa législature, soit 2013. L'annonce a été bien accueillie par les deux principaux producteurs italiens Enel et Edison. Le premier, un ancien monopole public dont l'Etat détient encore 30 %, a déjà renoué avec les technologies nucléaires en rachetant en 2007 le champion slovaque de l'électricité *Slovenske Elektrarne* et en décidant de construire les deux réacteurs nucléaires de Mochovce (Slovaquie) (Bayou, 2008). Le deuxième opérateur, Edison, est contrôlé depuis 2006 par le leader mondial EdF. Bien que les deux producteurs soient prêts à collaborer à ce plan gouvernemental, ils informent qu'il faudra attendre au moins dix ans pour mettre en fonction la première installation (Sokolski, 2008). Aux délais techniques s'ajoutent en effet les obstacles politiques, ainsi que l'opposition des associations écologistes.

Les nouveaux pays membres sont quant à eux très soucieux de sécuriser leurs approvisionnements énergétiques face à leur voisin de l'est. Le Forum de Prague, organisé à l'initiative des dirigeants des trois pays baltes et de la Hongrie, de la Pologne, de la République Tchèque et de la Slovaquie, a demandé à l'Union de s'engager dans la voie de l'atome civil pour assurer sa sécurité énergétique et pour se tenir à ses objectifs environnementaux (EU business, 2007). Le *pool* des producteurs historiques a pour objectif de développer une nouvelle centrale nucléaire dans les marchés intégrés Baltes et Polonais. Cette nouvelle centrale, qui devait remplacer la centrale nucléaire de type Tchernobyl d'Ignalina en Lituanie, était initialement prévue pour 2015. Cependant, les questions liées à la répartition du capital entre secteurs public et privé et entre pays posent des problèmes pour le démarrage du projet, ce qui peut donc retarder son entrée en fonction

¹ La raison principale de ces retombées est la baisse du prix de l'électricité commencée en 2000 et qui a continuée jusqu'à la mi-2003.

(Kalinina, 2007). En même temps, le 18 janvier 2008, un accord a été signé entre la compagnie nationale d'électricité bulgare NEK et un consortium russo-franco-allemand dirigé par le Russe Atomstroieksport pour l'installation de deux réacteurs de troisième génération d'une capacité totale de 2 000 MW qui devraient entrer en fonction en 2013-2014 (Bayou, 2008). La Hongrie envisage également d'ajouter deux nouveaux blocs à partir de 2020, le ministère hongrois de l'Economie évoquant une possible coopération franco-russe. L'objectif serait à terme de porter à 60 % la part du nucléaire dans la production énergétique totale du pays.

Nous avons cependant souligné dans le Chapitre I que le contexte actuel pour les investissements dans ces centrales est significativement différent de celui qui avait prévalu dans les années soixante-dix avec des entreprises verticalement intégrées et régulées où tous les risques associés aux coûts de construction, au fonctionnement, aux changements des prix des combustibles, *etc.*, avaient été supportés par les Etats plutôt que par les producteurs. Dans les nouvelles conditions de l'industrie électrique, les marchés de capitaux et les investisseurs exigent des retours sur investissement beaucoup plus élevés, ce qui affecte les paramètres de financement d'un projet et la concurrence relative du nucléaire par rapport aux autres technologies. En effet, le cadre pour développer les projets nucléaires semble être meilleur dans les pays avec des marchés peu libéralisés, sans changements dans la structure industrielle et avec préservation des opérateurs historiques verticalement intégrés. Cela pourvu que, comme en France et dans les pays de l'Europe de l'Est, il n'y ait pas de restrictions politiques et de risques réglementaires, (Finon et Roques, 2008). En France par exemple, le premier ministre a annoncé le 12 Juin 2008 le lancement de la réflexion sur la mise en chantier d'un deuxième réacteur nucléaire EPR pour faire face à la « 3^e crise du pétrole », alors que la construction du premier n'est pas encore achevée. Les pays qui refusent encore d'investir dans ce secteur, comme l'Allemagne et l'Autriche, se font rares¹.

Pour résumer, on peut dire que contrairement au SCEQE-1 où l'incertitude sur les réductions d'émissions post-Kyoto a prévalu, le SCEQE-2 a démarré avec la hausse importante des prix du pétrole, mais également avec des anticipations d'un prix élevé du carbone à cause des engagements pris au plan européen pour le climat, ce qui stimule la renaissance du nucléaire dans de nombreux pays. De plus, il apparaît que depuis l'annonce des engagements des réductions d'émissions à 2020, et l'intention de vendre les permis au secteur électrique plutôt que les distribuer gratuitement, aucun investissement dans les centrales au charbon n'a encore été effectué dans le SCEQE-2 (Klaassen, 2008). L'apprentissage sur certains défauts du SCEQE-1, comme l'allocation gratuite séquentielle aux installations émettrices, reste crucial cependant afin d'éliminer les incitations potentiellement perverses qui se sont manifestées durant le SCEQE-1 et qui ont contribué aux investissements dans les technologies polluantes au charbon.

¹ La chancelière Angela Merkel est tout de même favorable à l'atome civil, mais elle s'est engagée à ne pas remettre en question la fermeture des centrales allemandes d'ici 2020, ce qui avait été décidé sous le mandat de Schroeder par ses partenaires de coalition sociaux-démocrates et les écologistes (Plichta et Ricard, 2008).

Conclusion

En conclusion de cette section, on peut indiquer que les premières années du SCEQE ont été caractérisées par une volatilité importante du prix du carbone et une faible visibilité de la politique climatique post-Kyoto. Ces facteurs représentent généralement des risques pour les investissements et ont tendance à les retarder. Selon Blyth (2007), ces retards peuvent également augmenter le prix de l'électricité puisque la rareté des capacités dans les marchés électriques sera plus importante¹. Un autre aspect du risque carbone réside dans la façon avec laquelle le coût du carbone se répercute sur le prix concurrentiel du kWh, en accroissant le risque-prix sur le marché de gros. Entre autres, cela dépend de la structure du marché électrique et du degré de concurrence. Nous avons également constaté dans cette section que les détails de mise en place d'un système comme le SCEQE sont décisifs afin d'assurer son efficacité environnementale. Le fait de retirer les permis quand une installation se ferme et les négociations répétées sur l'allocation future peuvent retarder les investissements plus propres. De même, l'allocation qui n'est disponible que pour les centrales émettrices en CO₂ réduit leurs coûts d'investissement par rapport aux choix de technologies peu carbonés. Ces incitations perverses durant le SCEQE-1 et la hausse du prix du gaz ont contribué aux constructions et aux planifications d'installations émettrices au charbon. Néanmoins, on peut s'attendre à ce que cette tendance se renverse à moyen terme du fait des effets d'apprentissage dans le design du dispositif de régulation, comme des engagements de la Commission à réduire fortement les émissions en 2020. De même, les préoccupations de sécurité énergétique et les autres objectifs environnementaux stimulent la renaissance du nucléaire dans de nombreux pays européens. Cette renaissance serait bénéfique pour le climat, mais son succès dépendra largement des conditions d'investissement sur les marchés libéralisés.

La section suivante poursuit l'analyse du risque-prix du carbone dans le SCEQE en abordant son évolution dans l'environnement d'un marché international du carbone. En effet, en matière de changement climatique, il existe un consensus très large chez les économistes sur le rôle déterminant que pourrait jouer un marché mondial du carbone dans la politique post-Kyoto en termes d'efficacité, mais également en termes de compensation basée par exemple sur des allocations généreuses pour les pays en développement au nom de l'équité (Tirole, 2009).

3 Le rôle du marché international de carbone

L'incertitude sur le prix du carbone peut augmenter du fait des deux autres éléments dans le SCEQE : (i) les provisions pour le couplage et l'échange de permis avec les autres systèmes compatibles de *cap & trade* dans le monde ; (ii) la possibilité pour les participants du SCEQE de produire des réductions d'émissions dans les pays non Annexe B du Protocole de Kyoto, au travers des

¹ L'auteur indique que les prix de l'électricité peuvent augmenter dans une fourchette de 5-10 % si les interventions réglementaires se produisent tous les 5-10 ans, et même plus si le déficit de capacité existe au moment proche de l'intervention réglementaire attendue.

mécanismes de projets¹ : MDP et MOC en substituant les permis du SCEQE aux crédits associés. Dans le premier cas, l'intensité de la réduction des émissions et, donc, du prix du carbone dans le système couplé au SCEQE sont les facteurs qui influencent le prix commun du carbone. Dans le deuxième cas, c'est le volume des crédits de réduction d'émissions entrant dans le SCEQE qui peut affecter le prix du CO₂ : le volume excessif des crédits dans le SCEQE peut saper le prix du carbone et diminuer les réductions aux niveaux national et/ou européen. En faisant des anticipations sur l'évolution du prix du carbone les investisseurs doivent tenir compte de ces deux éléments incertains.

Alors que plusieurs études ont essayé d'anticiper les prix du carbone dans le SCEQE-3, les niveaux identifiés diffèrent de façon importante, de 8 à 108 €/tCO₂ (Alexeeva-Talebi et Anger, 2007 ; Convery et al., 2009). Ces divergences s'expliquent en particulier par des hypothèses différentes sur le scénario *business-as-usual*, par des caractéristiques différentes des modèles, mais aussi par la disponibilité des crédits des mécanismes projets, des secteurs participant dans le marché et des allocations des quotas. Par exemple, pour obtenir le prix du carbone dans le SCEQE-3, Alexeeva-Talebi et Anger (2007) basent l'allocation des permis en 2020 sur une réduction des émissions de 13 % par rapport aux objectifs de Kyoto. Cependant, il est connu aujourd'hui que les secteurs du SCEQE devront réduire leurs émissions d'au moins 21 % en 2020 par rapport au niveau de 2005. Si cela est pris en compte, le déficit de réduction dans le SCEQE-3 et, donc, le prix du carbone seront modifiés. La même remarque s'applique à l'étude d'Anger (2006) qui analyse également les aspects d'efficacité du couplage des différents systèmes de *cap & trade* en 2020. Finalement, aucune des études n'a tenté d'analyser les impacts économiques sur les différents secteurs du SCEQE ni a examiné les courbes de coût marginal sectoriel de réduction.

Cette section tente de pallier à ces manques. Pour cela, elle analyse : (i) les courbes de coût marginal de réduction et (ii) les aspects d'efficacité et les impacts économiques sur les principaux secteurs du SCEQE² sous différentes configurations de marché du carbone³. L'équilibre statique et concurrentiel est supposé pour un ensemble donné d'objectifs sectoriels par pays ou par région en 2020. Afin d'explorer les impacts économiques des différentes configurations du marché carbone, nous analysons le marché des permis avec l'outil ASPEN (Analyse des Systèmes de Permis d'Emission Négociables). Cet outil établit l'offre et la demande à partir des courbes de coût marginal

¹ Le Protocole de Kyoto prévoit, aux cotés du système d'échange de quotas d'émission, deux mécanismes de projet : les mécanismes de développement propre (MDP) et les mises en œuvre conjointes (MOC). Le MDP permet à une entreprise d'un pays développé de se voir attribuer les crédits d'émission appelés "RECs" (Réduction d'émissions certifiés) résultant d'investissements pratiqués dans un pays en développement entraînant une réduction des émissions. Le MOC permet à une entreprise d'un pays développé de se voir attribuer les crédits d'émission appelés "UREs" (Unité de réduction d'émissions) résultant d'investissements pratiqués dans un autre pays développé.

² Nous supposons que le SCEQE couvre tous les secteurs industriels et de l'énergie (électricité, chauffage, autres transformations). Cette hypothèse explique la déviation de 2 % entre les émissions vérifiées dans le SCEQE et les émissions de CO₂ fournies dans les inventaires nationaux des émissions de GES de 2005 pour les secteurs « *Energy industries* » et « *Manufacturing industries and construction* ».

³ Basé sur Stankeviciute et al., (2008).

de réduction sectoriel produites avec le scénario de référence du modèle énergétique mondial POLES¹.

Dans la première partie de cette section sont introduits les effets théoriques du couplage au marché international et des crédits de mécanismes-projets de Kyoto sur le prix du carbone dans le SCEQE. Dans la deuxième partie est élaborée la démarche choisie pour allouer les quotas sectoriels pour les différents pays et régions du monde. Dans la troisième partie sont exposées les courbes de coût marginal de réduction dans les différents pays ou régions. Dans la quatrième partie sont définis les scénarios représentant les différentes configurations du marché carbone. Dans la cinquième partie sont présentés et analysés les principaux résultats. Enfin, la sixième partie conclut. L'étude montre en particulier que les marges de flexibilité permises par les périodes de temps plus longues (jusqu'en 2020) permettent l'ajustement par les investissements dans les nouvelles capacités de production et compensent la contrainte croissante des réductions d'émissions. Par conséquent, l'importance relative d'un marché carbone élargi est réduite. En ce qui concerne le prix du carbone en 2020, celui reste aux alentours de 32 € dans les scénarios les plus réalistes ou probables, mais l'incertitude sur ce prix augmente si on s'écarte du cadre des hypothèses adoptées dans ces scénarios.

3.1 Le couplage du SCEQE et les projets des mécanismes de Kyoto

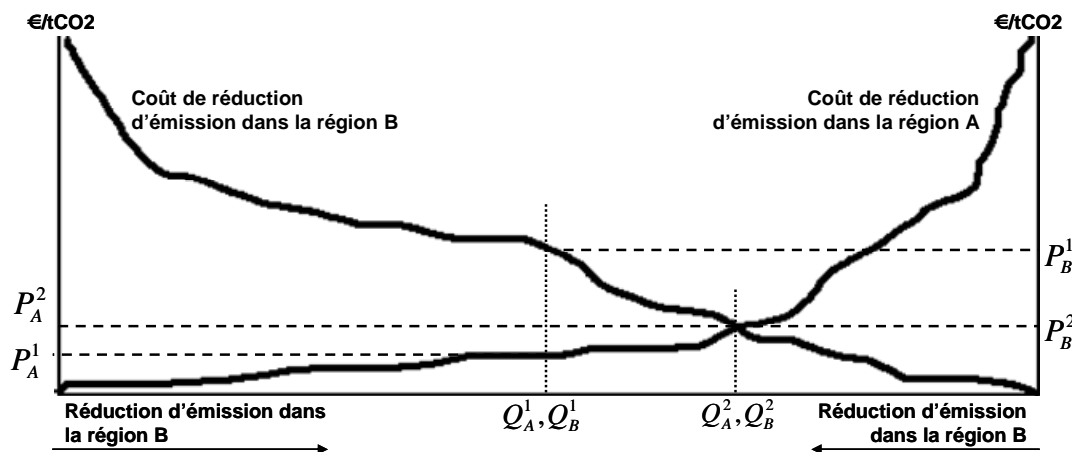
Bien que le SCEQE reste à ce jour le plus grand système international des émissions de CO₂, plusieurs autres systèmes nationaux de *cap & trade* opèrent ou sont en cours de discussion en Norvège, en Suisse, au Canada, au Japon, en Nouvelle-Zélande et dans les Etats du nord-est des Etats-Unis (e.g. Reinaud et Philibert, 2007). Le *Regional Greenhouse Gas Initiative* (RGGI) inclut notamment la production d'électricité de certains Etats du nord-est des Etats-Unis, alors que le *Western Climate Initiative*, comprenant six Etats des Etats-Unis et deux provinces du Canada, est également en train d'établir une architecture de système *cap & trade*.

Dans le cadre de l'examen du SCEQE, la Commission envisage la possibilité de relier ce système à d'autres systèmes d'échange comparables existant aux niveaux national ou régional. Le couplage peut fournir des opportunités élargies pour les économies de coût quand le coût marginal de réduction diffère entre les différents pays ou régions. De plus, le couplage peut faciliter la démonstration de la volonté politique qui peut catalyser les actions internationales sur la politique climatique. Le Graphique 18 montre les bénéfices économiques du couplage avec les pays hors UE au travers des courbes de coût marginal de réduction dans les deux régions ayant les systèmes de *cap & trade* (Burtraw et al., 2005). Par simplicité, supposons que les émissions dans les économies de chaque région sont les mêmes et que chaque région est prête à diviser par deux ses émissions. Les coûts marginaux de réduction sont tracés pour la région A de gauche à droite (de la réduction d'émissions à coût zéro à l'élimination complète des émissions) ; de droite à gauche pour la région B.

¹ Pour une brève description du modèle POLES voir Annexe 1; pour une description plus détaillée voir Lepii-Epe (2006) ; et pour la description du scénario de référence voir section 1.4.1 du Chapitre IV.

Les émissions étant égales et les réductions par deux étant recherchées impliquent que les réductions d'émissions sont égales à la largeur du Graphique 18.

Graphique 18 : Les systèmes individuels et couplés de *cap & trade*



Source : adapté à partir de Burtraw et al., 2005

Si les réductions d'émissions devaient être réalisées dans chacune des deux régions, les résultats seraient les quantités Q_A^1, Q_B^1 et les prix P_A^1, P_B^1 . Quand les régions réalisent individuellement leurs objectifs, les réductions d'émissions sont égales dans les deux régions, mais les coûts marginaux de réduction dans la région B sont plus importants que dans la région A. Si les régions procèdent au couplage, les prix et les quantités se déplacent vers Q_A^2, Q_B^2 et vers P_A^2, P_B^2 . Les prix s'égalisent après avoir augmenté dans la région A et diminué dans la région B. L'échange des permis provoque un flux de revenu de la région B vers la région A. Le coût total de la réduction d'émission, qui correspond à la superficie au-dessous des courbes de coût marginal de réduction, sera moins important dans le système couplé. Les réductions d'émissions demeurent identiques cependant, ce qui illustre la capacité du système des permis échangeables à maintenir l'efficacité environnementale et l'efficacité économique.

Toutefois, dans la pratique, ce qui est important pour le couplage des systèmes est la rigueur relative de la réduction d'émissions des deux régions, donc, la comparaison des prix du CO₂ qui dépendent en retour des coûts marginaux de réduction des différentes régions. Si une région présente des coûts marginaux de réduction relativement inférieurs, elle sera exportatrice de permis. Ses coûts marginaux et, par conséquent, le prix des permis vont alors augmenter jusqu'à l'égalisation des coûts marginaux des deux régions. Au contraire, la région avec les coûts marginaux relativement importants sera importatrice de permis ; ses coûts marginaux et le prix des permis diminueront.

En revanche, les crédits des mécanismes projets de Kyoto (MDP et MOC) fournissent aux acteurs du SCEQE l'opportunité d'acheter les réductions seulement à moindre coût. Ces crédits représentent un outil supplémentaire pour la flexibilité et la conformité pour les participants du SCEQE et sont considérés comme une option-clé pour engager les pays hors UE dans un processus climatique international. Afin d'assurer que les pays avec des engagements de réductions ne font

qu'acheter les crédits pour réaliser leurs objectifs, mais poursuivent également des politiques de réduction au niveau national, le Protocole de Kyoto prévoit que les réductions d'émissions avec les mécanismes-projets de Kyoto doivent s'ajouter aux réductions domestiques d'émission : c'est la clause de complémentarité par rapport aux efforts nationaux (UNFCCC, 2002). L'afflux excessif des crédits dans le SCEQE doit également être évité afin d'assurer que les prix du carbone ne chute à un niveau trop bas. Par conséquent, la Commission a indiqué que la quantité des crédits entrant dans le SCEQE-2 et le SCEQE-3 ne doit pas dépasser un tiers de l'effort de réduction des émissions si l'objectif retenu en 2020 est 20 % de réduction et ne doit pas dépasser plus de la moitié si l'objectif est 30 % (Delbeke, 2008).

La section suivante présente les émissions de base et les objectifs quantitatifs à l'horizon 2020 pour les pays européens et les autres pays de l'Annexe B du protocole de Kyoto. Ces quotas permettront ensuite de déterminer l'offre et la demande sur les marchés du carbone.

3.2 Les allocations sectorielles en 2020

Les facteurs qui influencent la demande et l'offre de permis sont les éléments déterminants dans l'évaluation du prix du carbone. Dans notre analyse, les participants au marché du carbone correspondent aux pays et régions du modèle mondial POLES. Sont pris en compte 25 pays européens, 11 pays ou régions de l'Annexe B et 16 pays Non-Annexe B. Afin d'établir les émissions de base, nous utilisons les inventaires nationaux soumis chaque année par les parties à l'CCNUCC¹. Quand ces inventaires ne sont pas disponibles, les données de l'EIA (Administration de l'Information sur l'Energie des Etats-Unis) sont mobilisées. Seules les émissions de CO₂ sont prises en compte².

3.2.1 Les allocations pour l'UE25

Sans attendre l'accord succédant à celui de Kyoto, la Commission Européenne a proposé de réduire les émissions des pays européens de 20 % en 2020 par rapport à ceux de 1990 et de 30 % dans l'hypothèse d'un accord international où la participation dans le marché du carbone serait plus élevée. Elle a également suggéré que pour la réduction de 20 % des émissions, la réduction de 21 % devrait être appliquée aux secteurs du SCEQE (*Energie* et *Industrie*) et une diminution de 10 % aux secteurs non SCEQE (Transport et Autres³) par rapport au niveau de 2005 (Commission Européenne, 2008). Ces indications quantitatives pour la réduction des émissions de CO₂ sont donc appliquées aux 25 pays européens, ce qui permet d'établir les quotas pour 2020 exposés dans le Tableau 8. Les quotas d'émissions correspondants à la réduction de 30 % sont obtenus en diminuant proportionnellement les

¹ Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques

² Les objectifs de réductions des émissions de gaz à effet de serre (GES) sont appliqués aux environs 80 % des émissions de GES que représente le CO₂. Cette hypothèse n'est pas pesante pour le SCEQE où le CO₂ représente plus que 90 % des émissions.

³ Résidentiels, services et agriculture.

quotas de 2020. La distribution de l'effort relatif de réduction entre pays est basée sur un calcul coût-efficacité avec égalisation des coûts-marginaux, assurant le coût minimal global.

Tableau 8 : Les allocations des permis d'émissions de CO₂ dans l'UE25

		1990	2005	2020 (20%)	2020 (30%)	Difference							
		Mt CO ₂				1990 - 2020 (20%)		1990 - 2020 (30%)		2005-2020 (20%)		2005-2020 (30%)	
						Mt CO ₂	%	Mt CO ₂	%	Mt CO ₂	%	Mt CO ₂	%
SCEQE	Industrie	782	528	506	444	-276	-35	-339	-43	-22	-4	-84	-16
	Energie	1595	1600	1174	1030	-422	-26	-565	-35	-426	-27	-570	-36
non-SCEQE	Transport	752	948	829	726	77	10	-26	-3	-120	-13	-222	-23
	Autres	834	747	681	597	-153	-18	-237	-28	-66	-9	-150	-20
Total Energie		3963	3823	3190	2797	-774	-20	-1166	-30	-633	-17	-1026	-27

Note : voir Annexe 2 pour les détails sur les pays/régions

Selon le Tableau 8, les objectifs de 20 et de 30 % représentent une réduction de 774 et 1 166 MtCO₂ respectivement par rapport à l'année de base de 1990. Cependant, avec comme référence une année plus récente, en l'occurrence 2005, le déficit diminue légèrement à 633 et 1 026 MtCO₂ respectivement¹. Nous remarquons également que les réductions les plus importantes en quantités absolues devraient être réalisées dans le secteur *Energie*.

3.2.2 Les allocations pour le reste des pays Annexe B et non Annexe B

L'hypothèse retenue pour les autres pays de l'Annexe B ayant ratifié le protocole de Kyoto est que leur politique climatique conduira à une réduction de 10 % en 2020 par rapport aux objectifs fixés dans le Protocole de Kyoto. Nous supposons également que l'intérêt croissant pour les systèmes de *cap & trade* aux Etats-Unis résulteront dans leur participation au marché international du carbone en 2020. Dans l'étude, nous supposons que les émissions des Etats-Unis et de l'Australie (les deux pays n'ayant pas ratifié le protocole de Kyoto) sont contraintes par la proposition des sénateurs américains McCain et Lieberman de stabiliser les émissions de CO₂ en 2020 par rapport à leur niveau de 1990 (Pizer and Kopp, 2003)².

Les débats internationaux sur la politique climatique laissent penser que le développement des pays non Annexe B ne sera pas contraint par les réductions d'émissions avant 2020. Cependant, certaines politiques et mesures sont déjà en place dans certains de ces pays. Par exemple, le gouvernement chinois, suite à la ratification de la nouvelle Loi sur les énergies renouvelables, a imposé une obligation d'énergie renouvelable pour accélérer l'utilisation de ces énergies jusqu'à 10 % d'ici 2020³. Nous supposons donc que le niveau des émissions en 2020 dans les pays non Annexe B

¹ Ce n'est pas un secret en effet que la contribution majeure de la réduction du déficit est la conséquence de la réunification de l'Allemagne et du recul conséquent du charbon. En parallèle, l'introduction de gaz en provenance de la mer du nord au Royaume Uni dans les années 1990 a également joué un rôle significatif (Kolstad, 2005).

² Selon la proposition de McCain-Lieberman, durant les six premières années du programme (2010-16), les émissions annuelles de GES doivent être limitées à la quantité émise en 2000 et, dans les années ultérieures, elles devront être réduites aux niveaux d'émissions de 1990. Plus récemment, le projet de loi Waxman-Markey propose cependant pour 2020 une réduction de 17 % par rapport à 2005 (ou 6 à 7 % par rapport à 1990), accompagnée d'un système de *cap and trade*. Ce projet de loi (« The American Clean Energy and Security Act of 2009 ») a été voté le 29 juin 2009 par la Chambre des Représentants par une majorité de 219 à 212, mais n'a pas encore été soumis au Sénat.

³ Cf. China Passes Renewable Energy Law (2005) [en ligne] [consulté le 24/09/09].

suivra les développements du scénario de Référence du modèle POLES. Le Tableau 9 résume l'ensemble des hypothèses sur les allocations des permis d'émissions de CO₂ dans les différentes régions de monde.

Tableau 9 : Les allocations des permis d'émissions de CO₂ dans les différentes régions du monde

			1990	2020	Difference	
					(1990-2020)	
			Mt CO2		Mt CO2	%
ETS	Industrie	Reste annexe B	997	810	-187	-19
		USA+Austr.	902	758	-143	-16
		Non-annexe B	1617	4963	3346	207
	Energie	Reste annexe B	2257	1988	-269	-12
		USA+Austr.	1948	2050	102	5
		Non-annexe B	3210	10938	7728	241
Non ETS	Transport	Reste annexe B	708	684	-24	-3
		USA+Austr.	1481	1586	105	7
		Non-annexe B	1013	3347	2334	230
	Autres	Reste annexe B	652	570	-82	-13
		USA+Austr.	573	510	-64	-11
		Non-annexe B	936	2587	1651	176
Total Energie			16294	30791	14497	89
Total Energie Monde +UE25 (20%)			20257	33980	13723	68
Total Energie Monde +UE25 (30%)			20257	33588	13331	66

Note : voir Annexe 2 pour les détails sur les pays/régions

Le Tableau 9 montre que, malgré les réductions imposées dans de nombreuses régions du monde, les émissions mondiales de CO₂ augmentent de 68 % en 2020 par rapport aux émissions de base. Cette hausse considérable des émissions s'explique principalement par le doublement des niveaux d'émissions dans les pays non Annexe B en raison de l'absence de contraintes carbone dans ces régions en forte croissance.

3.3 Les courbes de coût marginal de réduction

Cette section porte sur l'analyse des courbes de coût marginal de réduction (CMR) obtenues à partir de modèle POLES. Après une brève explication méthodologique, sont décrites et commentées les courbes de CMR anticipées pour les secteurs clés du système énergétique, ainsi que pour plusieurs pays européens et l'ensemble de l'UE.

Méthodologie pour les courbes de CMR

Le modèle POLES simule les politiques environnementales en introduisant des taxes fictives (*shadow tax*) pour les émissions en considération (Criqui et al., 1999). Dans le cas de la réduction des émissions de CO₂, la taxe fictive est introduite dans chaque module où les combustibles fossiles sont brûlés, en proportion de leur contenu carbonique. Cette taxe peut représenter soit une véritable taxe sur le carbone soit le prix du permis. Elle est donc dénommée d'un terme générique : la valeur du carbone, qui représente le coût accepté par la société pour réduire une tonne de CO₂ (Criqui et Mima, 2001). Cette valeur conduit aux ajustements de la demande d'énergie finale à l'intérieur du modèle par les changements technologiques ou par les changements implicites comportementaux, et par les

remplacements dans le système de conversion d'énergie pour lequel les technologies sont explicitement définies dans le modèle. En employant le scénario de référence, il est donc possible de calculer par simulations successives les niveaux d'émissions associés à une valeur du carbone croissante. De cette façon, le résultat du modèle est le niveau de réduction des émissions (q) qui correspond à une valeur du carbone (VC) spécifique pour un pays ou un secteur. Les points (q et VC) sont ensuite joints pour développer les courbes de CMR pour le secteur, le pays ou la région considérés.

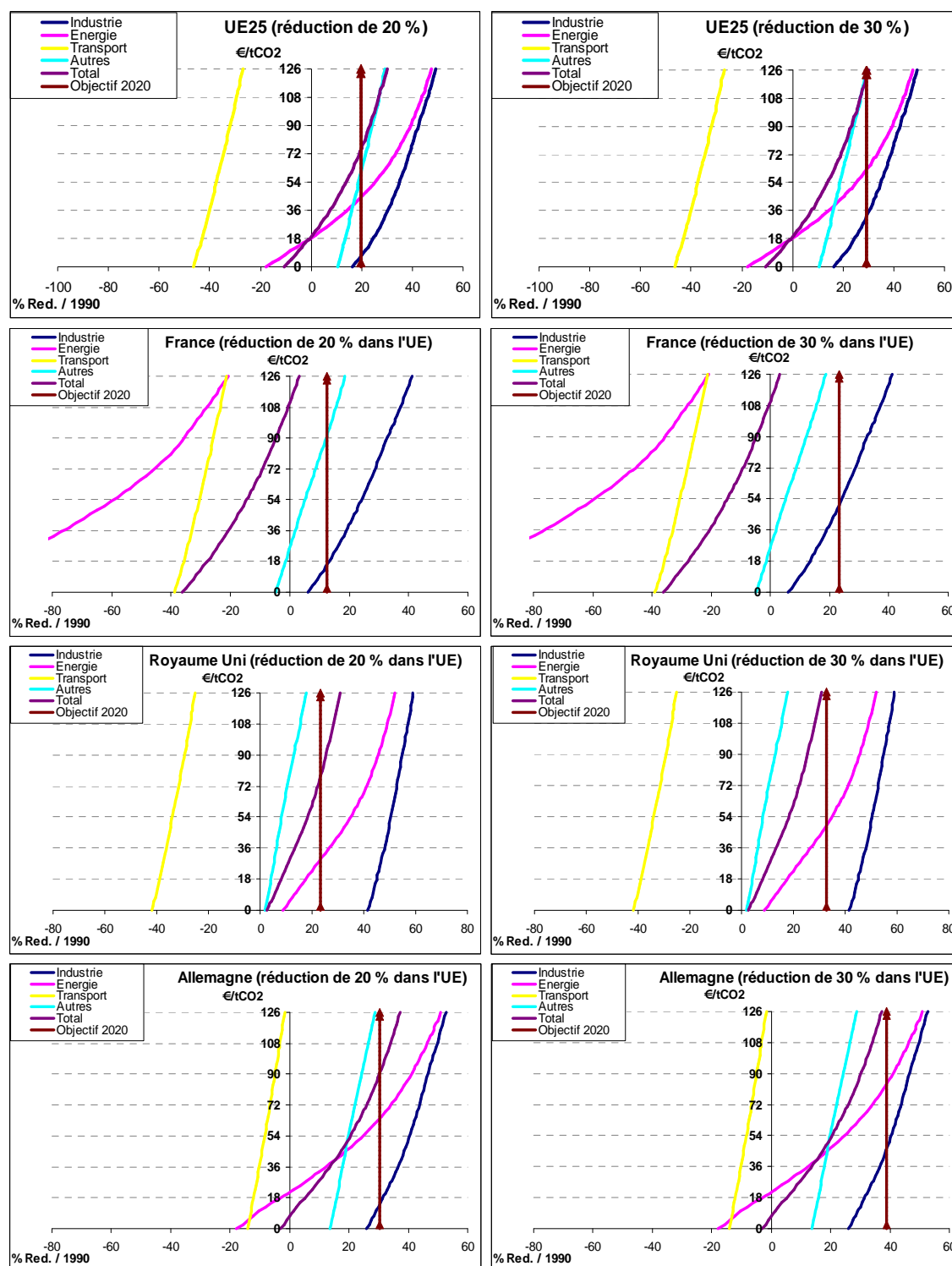
Dans cette étude, la valeur du carbone augmente progressivement à partir de 2005 de 0 à 126 €/tCO₂ en 2020, ce qui rend compte de l'introduction progressive de la politique climatique. Le coût marginal de réduction d'émissions varie d'une manière importante entre les secteurs et pays ou régions comme illustré ci-dessous.

Les courbes de CMR pour plusieurs pays Européens et secteurs

La représentation adoptée dans le Graphique 19 fait apparaître l'écart en pourcentage de réduction par rapport à 1990 pour des valeurs du carbone croissantes, dans plusieurs pays Européens et pour l'ensemble de l'UE25. Les graphiques montrent également la valeur du carbone qui permet d'atteindre les objectifs de 2020 à partir de la courbe *Total* : la courbe qui agrège les CMR sectoriels.

On notera que dans tous les pays et dans l'ensemble de l'UE25, la pente de la courbe du CMR la plus élevée est constatée dans le secteur *Energie*, ce qui indique que ce secteur est capable de réagir rapidement à l'augmentation du prix du carbone. L'horizon de temps le plus éloigné (2020) permet des ajustements par de nouveaux investissements dans des technologies de production d'électricité plus propres. A l'inverse du secteur *Energie*, la courbe du CMR du *Transport* montre une élasticité très basse au prix du carbone, ce qui indique des réductions coûteuses, même à l'horizon de 2020. Les réductions dans le secteur *Autres* apparaissent moins coûteuses par rapport au *Transport*. Cependant, la courbe réagit relativement faiblement à la hausse de prix du carbone, ce qui signifie que les réductions ultérieures s'y annoncent onéreuses. Nous observons également que la courbe du CMR *Industrie* reste à droite de la ligne d'objectif pour le Royaume-Uni, ce qui signifie que les émissions de l'*Industrie* sont en réduction, même dans le cas de référence. Au niveau européen on constate plus généralement que, du fait d'une faible augmentation attendue des émissions, l'industrie est le secteur qui nécessitera les politiques climatiques les moins prononcées.

Graphique 19 : Les courbes de CMR en 2020 dans les différents pays Européens



Source : modèle POLES (2008)

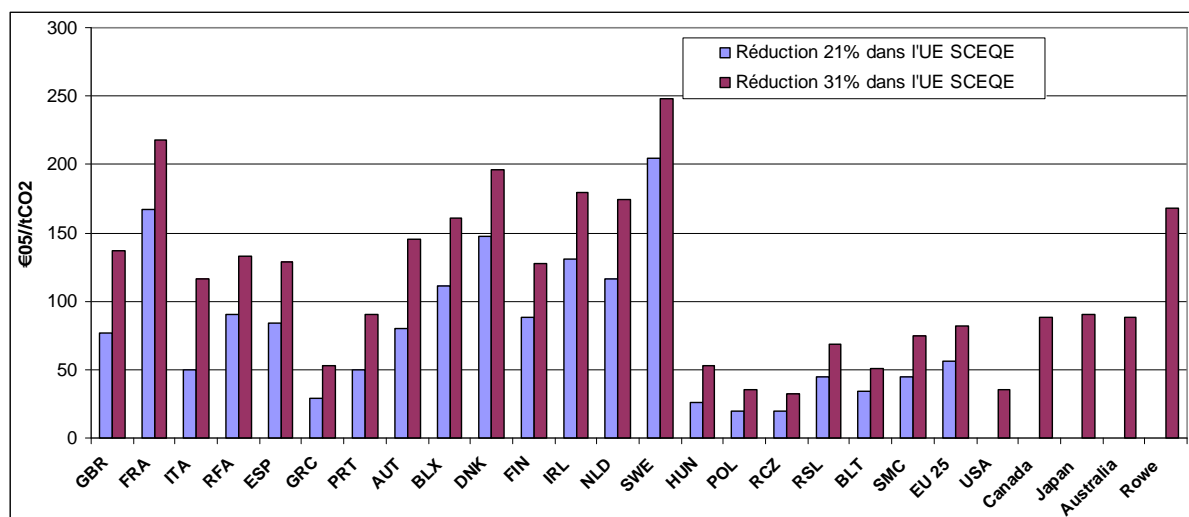
Avant d'analyser le marché du carbone sous les différentes configurations, on peut examiner individuellement les coûts marginaux de réduction (CMR) nécessaires pour atteindre les objectifs dans les secteurs du SCEQE en 2020 (*Energie* et *Industrie*) (21 % de réduction par rapport à 2005

lorsque la réduction des émissions dans l'économie européenne est de 20 % et 31 % lorsqu'elle est de 30 %) (cf. Graphique 20).

L'effort important de réduction en 2020 correspond également à une période d'ajustement plus longue afin que les nouveaux investissements puissent être effectués. Cependant, les CMR restent très élevés pour des pays comme la Suède et la France. Cela peut s'expliquer par le rôle important des capacités du nucléaire dans ces pays et, donc, par moins d'opportunités de réduction dans le secteur électrique. Les CMR relativement élevés pour certains secteurs du SCEQE indiquent l'importance des échanges internes dans le SCEQE Européen, surtout quand les secteurs *Industrie* et *Energie* représentent une part importante de l'effort global de réduction, ainsi que la nécessité d'un marché du carbone élargi.

On observe aussi que les CMR varient de façon importante entre les différents pays ou régions pour atteindre les objectifs supposés du SCEQE : 36 €/tCO₂ aux Etats-Unis, 56 €/tCO₂ dans l'UE25 (21 %), 81 €/tCO₂ dans l'UE25 (31 %), vers 90 €/MtCO₂ au Canada, Japon et Australie et 160 €/MtCO₂ dans l'ensemble des pays : Suisse, Norvège et Islande. Cette comparaison des CMR indique que le couplage du SCEQE européen avec le SCEQE supposé aux Etats-Unis ferait de ce pays un exportateur de permis et réduirait le CMR du SCEQE européen et, par conséquent, le prix du carbone sur le marché international commun. La situation pourrait s'avérer inversée si le couplage se produisait avec le SCEQE du Canada ou du Japon, en raison des CMR plus élevés que ceux du SCEQE européen.

Graphique 20 : Les CMR pour les secteurs du SCEQE (*Energie* et *Industrie*) dans les différents pays/régions en 2020



Note : Rowe – Suisse, Norvège, Islande

Source : modèle POLES (2008)

Après avoir analysé les CMR entre différents pays et secteurs, la section suivante définit les configurations potentielles du marché du carbone analysées avec l'outil ASPEN.

3.4 ASPEN : une analyse des marchés du carbone

ASPEN utilise les courbes de CMR produites par le modèle POLES comme des entrants pour la simulation des systèmes de permis d'émissions échangeables – sur des bases micro-économiques simples mais robustes. Le principe utilisé est celui de la minimisation du coût par les échanges : si un ensemble d'acteurs économiques – secteurs, pays ou régions, chacun caractérisé par sa courbe de CMR et sa contrainte d'émission – participe au système de permis d'émissions échangeables, le prix des permis s'égalisera dans le processus d'échanges (Criqui et Mima, 2001). L'offre et la demande de permis de CO₂ sont définies en fonction des quotas sectoriels pour chaque pays ou régions décrits dans la section 3.2.

Quelles que soient les configurations du marché (pays, secteurs participants, niveau des contraintes de réduction, présence des projets MDP, MOC), ASPEN produit des courbes d'offre et de demande de permis. Compte tenu des participants au marché, il détermine le prix d'équilibre du carbone sur ce marché, les ventes et les achats par secteur, pays ou région, les flux des crédits MDP/MOC ; il calcule les coûts totaux de réduction sans et avec les échanges. Les résultats sont discutés dans la section 3.5. Mais préalablement, il est nécessaire de définir les scénarios pour le marché du carbone.

Définition des scénarios

L'analyse de l'offre et de la demande des permis de CO₂ en 2020 implique un certain nombre d'hypothèses renvoyant à des décisions politiques qui restent à prendre. Les principales variables du côté de l'offre sont : (i) la disponibilité des crédits des mécanismes projets de Kyoto et (ii) le rôle de « l'air chaud » dans le marché. L'air chaud résulte principalement d'objectifs d'émissions qui, pour certains pays, sont supérieurs au niveau des émissions du scénario de référence ; c'est le cas en particulier en Russie et en Ukraine. En ce qui concerne la demande, celle-ci peut varier en raison de la rigueur de l'allocation ou de la participation dans le marché des pays de l'Annexe B.

Pour analyser le futur marché du carbone, nous avons identifié quatre scénarios qui représentent différentes configurations possibles du marché (cf. Tableau 10). Le premier scénario correspond au SCEQE actuel, où le marché du carbone est dominé par les secteurs européens *Industrie* et *Energie*. Dans le deuxième scénario, sont prises en compte les opportunités de réduction à moindre coût liées à l'introduction des mécanismes projets du Protocole de Kyoto. Le troisième scénario prolonge le deuxième en incluant les systèmes de *cap & trade* des Etats-Unis, du Japon, du Canada, de la Suisse, de la Norvège, de l'Islande, de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande. Les activités d'échange dans les trois premiers scénarios couvrent les secteurs du SCEQE : *Industrie* et *Energie*. Finalement, le quatrième scénario inclut la participation de tous les pays et de tous les secteurs. Dans les premier et deuxième scénarios, la réduction dans le SCEQE européen est de 21 % par rapport à 2005, ce qui correspond à la réduction de 20 % des émissions de gaz à effet de serre (GES) globalement dans les économies européennes par rapport à 1990, sans nouvel accord international après Kyoto. Si ce nouvel accord est établi et, donc, si le marché du carbone est élargi (les troisième et quatrième scénarios), la réduction dans le SCEQE européen s'élève à 31 %.

Tableau 10 : Les scénarios

Pays / Régions	UE25	Introduction des crédits MDP / MOC des pays non-Annexe B	Introduction des pays de reste Annexe B	Tous pays
Secteurs participants	Energie+Industrie			Tous secteurs
Scénarios				
S1	V			
S2	V	V		
S3	V	V	V	
S4	V	V	V	V

Il est clair que les bénéfices des politiques de réduction des émissions peuvent être menacés par l'existence d'objectifs faibles pour la Russie et l'Ukraine et que cette situation n'est pas politiquement acceptable pour de nombreux pays. L'air chaud résultant réduit en effet la nécessité pour l'action nationale. La majorité des modèles prévoient que le surplus de permis en 2010 (et dans une moindre mesure en 2020) pourrait être tellement important que le prix du carbone chuterait à zéro (Klepper et Peterson, 2006). Ainsi, et compte tenu de l'opposition à l'air chaud de la plupart des gouvernements européens, les réductions d'émissions résultant de l'air chaud ne sont pas considérées dans cet exercice.

En ce qui concerne les projets MDP, la plus grande partie de leurs potentiels théoriques doit être exclue des exercices de modélisation à cause des coûts de transaction très élevés qui s'expliquent par le manque d'informations ou de personnel qualifié, par les obstacles politiques et économiques, par les obstacles à l'échange ou par la politique générale des pays en développement (Ellis et al., 2004 ; Michaelowa et Jotzo, 2005). La complexité institutionnelle associée aux projets MOC retarde également leur développement : à la fin de 2006, seulement 20 MtCO₂ des crédits de MOC avaient été vérifiés (Roine, 2007).

Afin de prendre en compte ces divers obstacles, nous employons pour les potentiels pratiques des projets MDP/MOC des « facteurs d'accessibilité ». Ces facteurs permettent de rendre compte de fait qu'une partie seulement des projets rentables sera exécutée¹. De plus, nous cherchons à respecter les limites sur les crédits importés qui sont suggérées par la Commission (cf. section 3.1).

3.5 Les résultats

Les différentes configurations du marché du carbone aboutissent à des résultats contrastés. Nous commençons par le prix du carbone associé aux quatre scénarios exposés dans le Tableau 10. Ensuite, nous analysons l'échange sectoriel des permis, les coûts de réduction pour les pays

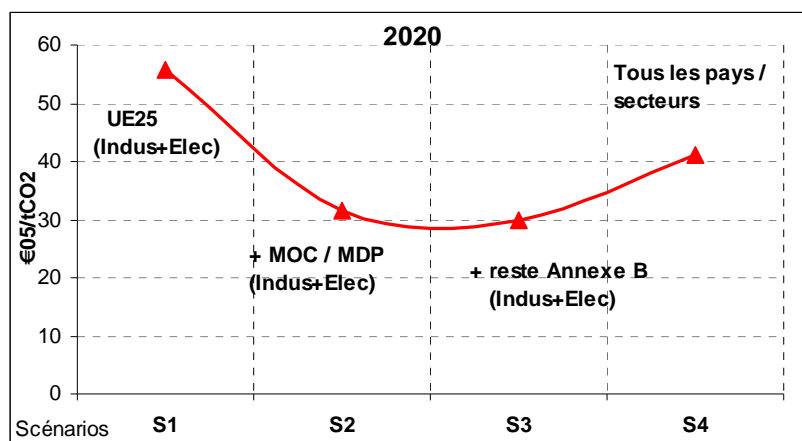
¹ Dans le modèle, nous procédons de façon équivalente à celle de Kallbekken et al., (2006) qui modifient le taux de participation pour les projets MDP. Une autre approche pour prendre en compte les obstacles aux développements des mécanismes de projets est d'introduire une prime sur les coûts marginaux de réduction des pays hôtes comme dans Anger (2006).

Européens représentatifs et pour l'ensemble de l'UE25, ainsi que pour le reste des pays clés de l'Annexe B et Non Annexe B.

3.5.1 Le prix du CO₂

Dans les différentes configurations du marché représenté par les quatre scénarios, les prix du CO₂ varient selon les changements introduits dans l'offre et la demande sur le marché et qui reflètent l'élargissement progressif du marché illustré dans le Graphique 21.

Graphique 21 : Le prix du CO₂ dans les quatre scénarios



Source : modèle POLES (2008)

Scénario 1

Avec la participation limitée des acteurs dans le marché correspondant au premier scénario (seulement les secteurs européens d'*Industrie* et d'*Energie*), on peut s'attendre à ce que le prix du CO₂ s'établisse aux alentours de 56 €/tCO₂, ce qui correspond au prix le plus élevé parmi les scénarios explorés¹. En comparant les niveaux d'émission du scénario de référence avec nos hypothèses d'allocation, nous calculons que pour réaliser l'objectif communautaire de réduction de 20 % des émissions dans le système énergétique européen, le volume de réduction est plus important dans les secteurs du SCEQE participant au marché carbone que dans les secteurs non SCEQE (855 vs 353 MtCO₂). Cela indique que les bénéfices d'un marché carbone élargi peuvent s'avérer importants². Ceci est contraire à ce qui a été indiqué par Anger (2006). Cet auteur montre que le couplage du SCEQE européen induirait seulement des bénéfices économiques marginaux puisque

¹ Le prix du carbone de 39 € a été établi par le modèle PRIMES dans l'évaluation de l'impact de paquet énergétique européen. Cependant, la réalisation des objectifs de GES dans l'étude mentionnée est également facilitée par les politiques stimulant les énergies renouvelables. Sans ces politiques, le prix du carbone devrait être plus élevé (Capros et al., 2008) (cf. Chapitre III pour les interactions de ces politiques).

² Nous rappelons que notre exercice couvre seulement les émissions de CO₂. Si les autres émissions de GES ont été incluses, alors le déficit dans les secteurs non SCEQE pourrait augmenter bien qu'il ne dépasserait pas celui des secteurs du SCEQE. Par exemple, la Commission suggère que 60 % de déficit total en 2020 devrait être réalisé dans les secteurs du SCEQE (European Commission, 2008a).

l'échange est limité aux secteurs du SCEQE qui, dans son analyse, bénéficient d'une allocation généreuse, alors que la charge majeure de la mise en conformité est portée par les secteurs non SCEQE.

Scénario 2

Sous les conditions du deuxième scénario, la disponibilité des mécanismes de projets Kyoto sur le marché (avec un facteur de disponibilité de 5 %) diminue le prix du carbone jusqu'à 32 €/tCO₂. L'afflux de crédits dans le marché de l'UE SCEQE représente environ un tiers des efforts européens (290 MtCO₂), c'est-à-dire la limite quantitative suggérée par la Commission. Les simulations comparables effectuées avec le modèle PRIMES trouvent un prix du carbone de 30 € (Capros et al., 2008). Néanmoins, les auteurs couvrent tous les secteurs du système énergétique et prennent en compte les politiques de développement des énergies renouvelables qui contribuent à une baisse du prix du carbone (cf. Chapitre III pour ces interactions).

Scénario 3

Dans le troisième scénario la demande pour les permis augmente : la demande dans l'UE25 représente 1 062 MtCO₂, aux Etats-Unis et en Australie – 1 392 MtCO₂, et dans le reste de l'Annexe B – 598 MtCO₂. Cependant, le prix du carbone reste à un niveau proche du deuxième scénario, soit 30 €/tCO₂. Cela s'explique par l'offre plus importante de crédits des mécanismes projets sur le marché (facteur d'accessibilité de 20 %) qui représentent à l'équilibre une quantité de 1 079 MtCO₂. Un tel facteur d'accessibilité approche la limite quantitative des crédits entrant dans l'UE SCEQE qui ne dépasse pas la moitié des efforts européens (environ 526 MtCO₂), comme suggéré par la Commission dans le cadre d'un marché du carbone élargi. Le prix du carbone s'explique également par un coût marginal de réduction (CMR) aux Etats-Unis relativement bas, d'environ 36 € (en comparaison avec le CMR de 81 € dans l'UE25, de 90 € dans l'ensemble Canada, Japon et Australie, et de 160 € pour l'ensemble Suisse, Norvège et Islande (cf. Graphique 20), ce qui permet de réaliser des réductions plus importantes au niveau national.

Scénario 4

Sous les conditions du marché propres au quatrième scénario, plutôt spéculatif car il suppose un accord international large, le prix du carbone s'élève à 41 €/tCO₂. L'introduction des contraintes carbone dans les autres secteurs, en particulier dans le secteur du transport qui supporte des coûts marginaux de réduction élevés, contribue à l'augmentation du prix du carbone.

L'analyse des prix dans les différents scénarios indique que ceux-ci sont relativement comparables dans les scénarios 2 et 3, mais qu'ils s'écartent pour le scénario 1 « isolationniste », ainsi que pour le scénario 4 plutôt spéculatif parce qu'il est au contraire très élargi. Dans le cadre adopté pour les différentes allocations, ces prix comparables montrent une certaine robustesse des résultats. Ils indiquent également que si la réalité s'approche des hypothèses retenues dans les scénarios plus « réalistes » 2 et 3, de fortes raisons existent pour penser que le prix du carbone

restera vers 30 €/tCO₂ en 2020. Le prix du carbone s'écartera seulement si les hypothèses des scénarios 1 et 4 devaient être vérifiées.

Par souci de simplification, nous considérerons donc ultérieurement les scénarios 2 et 3 pour l'analyse plus large des impacts économiques sur les participants au marché.

3.5.2 Le scénario 2 et le marché international en 2020

En prenant en compte une hausse rapide des projets MDP – une augmentation de presque 50 % entre Décembre 2005 et Mai 2006 – le deuxième scénario, qui inclut le SCEQE européen et l'afflux des crédits des mécanismes de projets, paraît intéressant pour l'analyse plus détaillée du marché carbone en 2020. Le Tableau 11 résume les résultats pour le scénario 2 en termes d'échanges sectoriels des permis, de coûts de réduction et de gains des échanges pour les différents acteurs dans le marché.

Tableau 11 : L'échange des permis et les coûts de réduction dans le scénario 2 (les valeurs négatives : la vente des permis)

	Objectifs de réduction, MtCO ₂		Réduction au niveau national, MtCO ₂		Vente / Achat des permis CO ₂ , MtCO ₂		Coût de conformité sans échange, M€	Coût de conformité avec échange, M€
	Energie	Industrie	Energie	Industrie	Energie	Industrie		
France	108	14	30	10	78	4	8025	3219
Allemagne	201	32	112	14	89	18	7295	5471
Royaume Uni	47	0	39	6	9	-6	795	792
Italie	2	12	8	8	-6	5	244	244
Reste Europe	335	102	274	64	61	38	10585	7897
Total UEU25	695	160	463	102	231	59	26944	17624
Chine			92	42	44%	51%		-2160
Inde			29	7	14%	8%		-589
Reste Asie			23	7	11%	9%		-511
Ameique Latine			10	5	5%	6%		-254
Afrique+Moyen Orient			28	9	13%	12%		-651
Russie			15	4	7%	5%		-329
Total crédits			209	81	-209	-81		-4794

Source : modèle POLES (2008)

Le Tableau 11 montre que la charge de réduction de 21 % des émissions par rapport aux émissions en 2005 dans les secteurs du SCEQE incombe essentiellement au secteur *Energie*, c'est-à-dire principalement au secteur électrique européen : 695 MtCO₂ par rapport à 160 MtCO₂ dans *Industrie*. Cependant, la période plus longue jusqu'en 2020 permet aux électriciens européens d'installer de nouvelles capacités de production moins polluantes et, donc, d'effectuer environ 70 % des réductions au niveau national ou européen. Les réductions nationales dans *Industrie* dépassent également les achats des crédits, puisque le secteur est aussi favorisé par des coûts marginaux de réduction bas, comme cela apparaît dans le Graphique 19.

L'efficacité économique d'un système de permis d'émission, quand les coûts marginaux de réduction s'égalisent parmi les différents acteurs et que seulement les réductions à moindre coût sont entreprises, est quantifiée dans les deux dernières colonnes du Tableau 11. Le coût de la mise en conformité aux objectifs du SCEQE sans marché du carbone dépasse largement le coût avec échange de permis pour tous les pays européens, et ceci d'un facteur supérieur à deux pour certains

pays (par exemple France). L'Allemagne et la France présentent les coûts de réduction les plus importants, bien que l'échange permette de lisser les différences entre les pays. En revanche, l'Italie présente un effort de réduction relativement bas pour réaliser ses objectifs.

Les gains tirés de la participation au marché carbone sont fortement différenciés entre les pays hôtes des projets MDP et MOC. L'Asie fournit la part la plus importante : 68 % des crédits totaux provenant des mécanismes projets de Kyoto, ce qui est nettement supérieur aux 13 % pour l'Afrique et le Moyen Orient, aux 6 % pour la Russie ou aux 5 % pour l'Amérique latine. Rappelons que, d'après le Graphique 21, sans cette quantité de crédits importée dans le SCEQE européen, le prix du carbone atteindrait 56 €/tCO₂, alors que la disponibilité de ces crédits diminue le prix jusqu'à 32 €/tCO₂.

3.5.3 Le scénario 3 et le marché international en 2020

La Commission Européenne évoque souvent dans ses déclarations l'importance du couplage des systèmes comparables de *cap & trade*, et insiste sur l'importance de la reconnaissance continue des crédits provenant des mécanismes projets de Kyoto après 2012. Le scénario qui reflète le mieux ces déclarations de la Commission est le scénario 3. Il inclut la participation des secteurs du SCEQE européen avec une réduction imposée plus importante (31 % par rapport au 2005), mais également les secteurs du SCEQE des autres pays de l'Annexe B, ainsi que l'afflux plus important des crédits des mécanismes projets sur le marché. Le Tableau 12 résume les résultats pour le scénario 3.

Tableau 12 : L'échange des permis et les coûts de réduction dans le scénario 3 (les valeurs négatives : la vente des permis)

		Objectifs de réduction, MtCO ₂		Réduction au niveau national, MtCO ₂		Vente / Achat des permis CO ₂ , MtCO ₂		Coût de conformité sans échange, M€	Coût de conformité avec échange, M€
		Energie	Industrie	Energie	Industrie	Energie	Industrie		
UE25	France	114	22	30	10	85	12	10583	3468
	Allemagne	237	42	109	14	127	28	10940	6600
	Royaume Uni	76	0	37	6	40	-6	2079	1635
	Italie	18	20	7	7	10	13	1423	946
	Reste Europe	404	129	254	63	150	66	16636	10542
Total UEU25		849	213	437	100	413	113	41660	23191
Reste Annexe B	Etats-Unis+Austr.	1358	34	1036	96	322	-63	27048	24023
	Canada	158	57	97	25	60	32	6235	4254
	Japon	271	91	108	43	163	48	14649	8679
	Reste Annexe B	19	1	6	2	14	0	1369	511
Total Reste Annexe B		1806	184	1247	166	559	18	49301	37466
MDP / MOC	China			360	164	47%	52%		-7612
	India			112	27	15%	9%		-2082
	Rest Asia			90	28	12%	9%		-1813
	Latin America			40	19	5%	6%		-901
	Africa+Middle East			111	37	14%	12%		-2313
	Russie			54	15	7%	5%		-1172
Total crédits				767	312	-767	-312		-16529

Source : modèle POLES (2008)

Comme pour le scénario 2, les hypothèses d'allocation décrites dans la section 3.2 et les émissions résultantes du scénario de Référence du modèle POLES semblent favoriser le secteur *Industrie* européen. Ce secteur se trouve dans une « position courte » des permis, mais seulement de 213 MtCO₂, bien moins que le déficit de secteur *Energie* européen qui représente 849 MtCO₂. Le

secteur. L'importation des crédits des mécanismes de projets s'élève donc à 50 % des efforts nécessaires dans les secteurs du SCEQE. Les réductions au niveau national et européen restent comparables ou même inférieures à celles du scénario 2, où a été imposée la réduction moins importante de 21 % dans les secteurs du SCEQE. Cela s'explique par un afflux plus important des opportunités de réduction à moindre coût provenant des mécanismes de projets de Kyoto, mais également des Etats-Unis qui sont favorisés par des objectifs faibles et par un coût marginal de réduction (CMR) bas dans les secteurs participant au SCEQE, ce qui permet des réductions domestiques importantes et des opportunités d'exportation de permis sur le marché international.

L'Allemagne affiche une demande importante de permis dans le secteur *Energie*. Par conséquent, les réductions d'émissions y sont les plus coûteuses parmi les pays Européens, comme indiqué dans les deux dernières colonnes du Tableau 12. Ceci peut s'expliquer par un mix de production d'électricité qui, en l'absence d'une augmentation significative de l'électricité d'origine renouvelable, est dominé par des centrales au charbon certes plus efficaces que le parc existant mais largement polluantes pour le CO₂ et exigeant plus de permis. Ce retour du charbon s'explique dans une large mesure par la fermeture supposée des centrales nucléaires existantes d'ici 2025. Les coûts de réduction en France augmentent également à cause des opportunités de réduction limitées dues aux capacités nucléaires déjà importantes. Cependant, l'échange de permis sur le marché du carbone réduit les coûts d'un facteur trois. Les coûts de réduction restent relativement bas pour le Royaume Uni et l'Italie. Les gains du marché carbone sont importants pour le Canada et le Japon, ce qui diminue leurs coûts de réduction d'un facteur deux environ.

L'Asie reste le fournisseur dominant des crédits des mécanismes de projets avec 69 % des crédits totaux. Le profit total des pays-hôtes issu de la vente des crédits augmente et atteint 16 milliards d'euros, soit plus de trois fois que dans le scénario 2.

3.5.4 Les aspects d'efficience

Finalement, nous avons effectué des calculs supplémentaires pour évaluer les aspects d'efficience pour le SCEQE Européen d'un marché élargi du carbone. Pour la comparaison des implications d'efficience du couplage aux autres systèmes mondiaux de *cap & trade* et des possibilités d'importer les crédits des mécanismes de projets, le coût total de mise en conformité avec les objectifs du SCEQE européen dans les différents scénarios du marché carbone est exposé dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Les coûts de mise en conformité pour le SCEQE européen dans les quatre scénarios en 2020, M€

S1	S2	S3a	S3	S4
20902	17624	17546	23191	47504

Source : modèle POLES (2008)

Le coût total de mise en conformité du SCEQE Européen s'élève à presque 21 milliards d'euro dans le scénario « isolationniste » S1 où seulement les secteurs *Industrie* et *Energie* participent au

marché carbone. La possibilité d'effectuer un tiers des efforts européens par les crédits des mécanismes de projets dans S2 diminue le coût de mise en conformité pour le SCEQE européen : un gain d'efficacité d'environ 16 %.

Avant de passer au scénario S3, nous effectuons un scénario additionnel S3a qui, comme le S3, implique des systèmes de *cap & trade* dans les autres pays de l'Annexe B et des crédits des mécanismes de projets, mais, au contraire de la réduction de 31 % dans le SCEQE Européen dans S3, la réduction reste de 21 % par rapport à 2005 comme dans les scénarios 1 et 2. Par conséquent, l'afflux des crédits dans S3a est également réduit à un tiers du déficit européen, plutôt que la moitié dans S3. Nous observons à partir du S3a que le couplage avec les autres systèmes du SCEQE dans le monde implique des gains d'efficacité de seulement 0,4 % par rapport au S2¹. Cela peut être expliqué par la situation des coûts marginaux de réduction (CMR) illustrée dans le Graphique 20 : le SCEQE européen présente un CMR plus bas que celui du Canada, du Japon, de l'Australie ou de Rowe, mais les exportations vers ces pays sont limitées par la disponibilité accrue des options à moindre coût provenant des projets MDP et MOC, ainsi que du SCEQE des Etats-Unis.

Malgré l'afflux plus important des crédits des mécanismes de projets dans S3, le coût de mise en conformité dans le SCEQE européen augmente de 32 % par rapport au S3a. Ceci s'explique par la réduction plus importante demandée dans le SCEQE européen et par la demande accrue des crédits des mécanismes des projets à moindre coût dans les autres pays de l'Annexe B (sauf les Etats-Unis). Le coût de mise en conformité est doublé dans le scénario plutôt spéculatif S4 où tous les secteurs européens participent, y compris le secteur du transport avec les coûts marginaux de réduction très élevés.

Conclusion

L'étude sur les fondamentaux d'un marché du carbone émergent nécessite de nombreuses hypothèses relatives aux éléments de la demande et de l'offre futures de carbone. Pour produire une évaluation cohérente et réaliste nous avons employé des sources telles que les inventaires des émissions de 1990, 2005, les données d'EIA et les résultats de scénario de référence du modèle mondial POLES. Cela a permis de constituer une base de données complète sur les émissions de base, les émissions et les allocations en 2020 pour les différents pays et régions. Cependant, l'analyse des fondamentaux du marché devient difficile à cause de variables comme la disponibilité des crédits des mécanismes de projets sur le marché, pour laquelle nous prenons en compte, au moins pour le SCEQE européen, les limites suggérées par la Commission.

Les allocations des émissions de CO₂ résultantes par pays et par secteurs en 2020 impliquent un poids important pour le secteur *Energie*, c'est-à-dire le secteur électrique des pays Européens et du reste des pays de l'Annexe B essentiellement. Néanmoins, l'analyse sectorielle basée sur les courbes des coûts marginaux de réduction montre que le secteur *Energie* est le plus flexible et réagit fortement aux augmentations du prix du carbone à moyen terme par des investissements dans les

¹ Le résultat est comparable à celui suggéré par Anger (2006)

équipements à faibles émissions¹. Des objectifs et des coûts marginaux de réduction plus faibles prédominent dans le secteur *Industrie* des pays Européens et des autres pays de l'Annexe B. Les réductions domestiques, au niveau national ou européen, l'emportent significativement sur les achats des crédits des mécanismes de projets.

Notre analyse indique également que l'on peut s'attendre à un prix du carbone d'environ 30 € en 2020 dans les scénarios du marché les plus « réalistes ». Néanmoins, si on s'écarte du cadre des hypothèses développées dans ces scénarios, l'incertitude augmente et les prix du carbone peuvent varier de façon significative.

Les bénéfices tirés de l'importation des crédits des mécanismes de projets s'avèrent importants pour le SCEQE européen en termes de prix du CO₂ et de réduction des coûts de mise en conformité. En revanche, le couplage avec les autres systèmes de *cap & trade* (sauf les Etats-Unis) induit des gains d'efficacité très marginaux pour le SCEQE européen.

Typiquement, les coûts marginaux de réduction sont élevés pour les secteurs non SCEQE et, dans une moindre mesure, pour le secteur du bâtiment. La décision récente du Conseil Européen d'augmenter l'efficacité énergétique et d'accroître l'utilisation des énergies renouvelables à 20 % dans la consommation finale en 2020 permettra également la mobilisation de la réduction des émissions, mais ajoutera également de l'incertitude sur le prix du carbone en raison des interactions entre les différents objectifs. Les interactions entre les objectifs pour les énergies renouvelables et la réduction d'émissions sont le sujet du Chapitre III.

4 Vers un SCEQE-3 propice aux investissements bas en carbone

Afin d'être « coût-efficace » en termes dynamiques, il est essentiel que les instruments environnementaux, en particulier ceux ayant des impacts économiques importants (*i.e.* ceux qui adressent le changement climatique), soient mis en œuvre pour encourager plutôt que pour empêcher l'invention, l'innovation et la diffusion technologique (Kemp et Soete, 1990). Nous avons constaté dans les sections précédentes que certaines règles d'allocation peuvent affecter de façon adverse le choix d'investissement. De telles distorsions peuvent être évitées si le gouvernement s'engage à substituer l'allocation gratuite des permis à leur vente aux enchères. Nous avons également identifié les obstacles que représentent la volatilité importante du prix du CO₂ et l'incertitude du futur cadre politique pour les investissements « bas carbone ». Ces obstacles peuvent être réduits par un engagement politique crédible et par une amélioration de l'architecture du SCEQE facilitant la convergence des anticipations des investisseurs.

¹ Les implications sur le mix technologique de production sont analysées dans la section 2.2.2 du Chapitre III.

Cette section discute ainsi la vente aux enchères pour éliminer les incitations perverses en intégrant également son impact attendu sur les marchés électriques et les méthodes permettant de rendre plus crédible le prix du carbone, comme la flexibilité temporelle permise par le *banking* ou encore le prix-plafond. En particulier, cette section souligne qu'avec une certitude accrue sur les politiques climatiques, le *banking* peut diminuer la volatilité du prix du carbone. En revanche, la présence d'un prix-plafond peut entraîner un dépassement du quota autorisé, mais aussi compliquer le couplage entre les différents programmes. Les autres mécanismes comme les contrats carbone, le prix de réserve ou encore les options sont utiles pour la convergence des anticipations des investisseurs, mais ils restent complexes à mettre en œuvre et nécessitent des engagements à long terme de la part des gouvernements.

4.1 La vente aux enchères et l'élimination des incitations perverses

Les gouvernements peuvent décider de vendre les permis au lieu de les distribuer gratuitement (Cramton et Kerr 2002)¹. En plus l'allocation des permis devient difficile à justifier quand la concurrence internationale est faible et que le coût d'achat des permis de CO₂ peut être largement répercuté sur les consommateurs. Une quantité initiale d'allocation gratuite est commode d'un point de vue politique afin de gagner le soutien des industriels et elle permet également de compenser les industriels pour la perte de valeur des actifs intensifs en carbone (Lyon, 1982)². Cependant, comme expliqué dans la section 2.3, certaines méthodes d'allocation gratuite peuvent conduire à des incitations dynamiques perverses et menacer l'efficacité du système, ce qui augmente alors le coût global de réduction. La vente aux enchères peut permettre de réduire ou d'éliminer ces effets pervers.

En général, les enchères sont préférées au *grandfathering* (Cramton et Kerr 2002 ; Hepburn et al., 2006). En particulier, la vente aux enchères permet de respecter le principe du pollueur-payeur et le résultat peut donc être perçu comme plus « juste ». La vente aux enchères fournit également des incitations efficaces pour les investissements dans les technologies bas carbone (Milliman et Prince, 1989 ; Kerr et Newell, 2003 ; cf. section 1.1.2 également). Ainsi, la mise aux enchères d'une partie du budget carbone au début de la période d'échange peut produire des signaux-prix robustes et précoces sur la rareté réelle sur le marché (Ehrhart et al., 2005). Cela parce que les acteurs, en faisant des offres, basent leurs comportements sur les coûts marginaux de réduction (et les prix attendus sur les marchés secondaires) (e.g. Schmalensee et al., 1998). Ensuite, parce que les revenus récoltés lors des enchères peuvent être utilisés à d'autres fins dont la compensation des prix plus importants de l'électricité pour les particuliers et les compagnies, le financement en R&D des

¹ Les expériences récentes montrent qu'aucun régulateur n'a été capable de créer un système d'allocation gratuite sans avoir causé des distorsions importantes du signal du prix du CO₂, alors que ce dernier demeure crucial pour l'efficacité économique du SCEQE (Matthes et Neuhoff, 2008).

² Burtraw et al., (2002) estiment tout de même que pour les Etats-Unis il suffit d'allouer 20,5 % des permis gratuitement pour compenser les coûts augmentés des opérateurs. Le reste peut être vendu aux enchères.

technologies plus propres, la réduction de la dette publique ou la diminution des taxes perverses¹. L'efficacité de l'économie globale s'en trouve ainsi améliorée, par l'effet de recyclage du revenu (Bovenberg et Goulder, 1996 ; Goulder et al., 1999).

Un bénéfice important est que la vente aux enchères permet d'échapper à la plupart, si ce n'est à tous les problèmes et les aspects distorsifs et distributionnels provenant des règles inefficaces et complexes de l'allocation dans de nombreux PNAQs européens. Ces aspects incluent la prise en compte des actions précoces, le surplus d'allocation au niveau de chaque installation, le traitement des nouvelles installations et les fermetures, points discutés dans la section 2.3. La vente de permis évite donc les problèmes de l'obtention des données précises associées aux méthodes des *benchmarks*. Si les permis ont été vendus aux enchères, les PNAQs peuvent alors s'avérer plus simples, plus transparents et plus efficaces.

Différentes méthodes pour les enchères peuvent être choisies, notamment les enchères dynamiques ou *sealed bid*, ainsi que d'autres approches pour établir le prix, notamment *pay-as-bid*, le prix uniforme et le prix par la méthode de Vickrey. La littérature sur les mérites et les défauts de chacune de ces méthodes est considérable (e.g. Klemperer, 2004) et reste extérieure au cadre de la thèse. Cependant, il peut être indiqué que les premières études réalisées pour la Commission (e.g. Matthes et Neuhoff, 2008) conduisent à préconiser l'utilisation des enchères *sealed bid* et la formation de prix basée sur un prix uniforme².

4.1.1 L'impact des enchères sur les marchés électriques

Dans le secteur électrique, la vente aux enchères élimine également les « profits tombés du ciel » (*windfall profits*) et conduit à une nouvelle répartition de la rente de rareté introduite par le prix du carbone (De Perthuis, 2009). Une partie de la rente restera dans les entreprises électriques, suivant le mécanisme de la rente différentielle (cf. Encadré 7). Elle se distribuera entre les producteurs électriques non ou faiblement émetteurs de CO₂ vendant leur électricité au prix du marché alors que durant le SCEQE-1 et le SCEQE-2 elle a profité à tous les producteurs. En France par exemple, où 90 % de l'électricité est produite sans émissions de CO₂, une fraction élevée de la rente carbone restera entre les mains des entreprises. En revanche, en Allemagne, où la production électrique est plus polluante, l'Etat captera la plus grosse part de la rente au détriment des entreprises. Cela peut avoir deux conséquences :

¹ La directive proposée de SCEQE suggère qu'au moins 50 % du produit de la mise aux enchères des quotas soient utilisés pour réduire les émissions de GES, s'adapter aux conséquences du changement climatique, financer des activités de recherche et de développement dans le domaine de la réduction des émissions et de l'adaptation à l'évolution du climat, développer les énergies renouvelables, améliorer l'efficacité énergétique, promouvoir le captage et le stockage géologique, faciliter l'adaptation aux effets du changement climatique dans les pays en développement, et prendre en considération les aspects sociaux, tels que les effets des hausses potentielles des prix de l'électricité sur les ménages à revenus faibles et moyens.

² Dans les enchères de *sealed bid*, les offrans participants soumettent leurs offres confidentielles sous la forme de demandes prévues qui spécifient combien de permis l'offrant serait prêt à acheter à un prix donné. Ces offres sont regroupées afin de former la courbe de demande agrégée et le prix d'équilibre est déterminé au point où la demande est égale à l'offre. Les offres gagnantes sont celles qui se trouvent au-dessus du prix d'équilibre. Une variante de ce type d'enchères est le format du prix uniforme où chaque offreur gagnant paye le prix d'équilibre.

- (1) la mise aux enchères va entraîner des effets redistributifs conséquents. Il ne faut pas sous-estimer la perte que vont subir les producteurs qui produisent actuellement en émettant du carbone, mais qui bénéficient de permis gratuits. Les estimations basées sur les chiffres de la production de 2005 et sur un prix moyen du CO₂ de 17 € dépassent 10 milliards d'euros¹ (Cruciani, 2008) ;
- (2) du fait que les producteurs d'électricité auront des marges réduites, ils seront tentés d'effectuer les investissements qui sont le plus rapidement rentables, qui présentent le moins de risque et qui sont moins coûteux ; donc, les investissements dans la production d'électricité à partir du gaz naturel, soit « l'erreur la moins chère » pour un investisseur (Cruciani, 2008).

La suppression de l'allocation gratuite pour les nouveaux entrants est également équivalente au retrait de la subvention à l'investissement. D'un côté, cela pourrait retarder certains investissements et, en retour, augmenter le prix de l'électricité. D'un autre côté, les distorsions existantes du signal prix du CO₂ (l'allocation gratuite aux nouveaux entrants, les dispositions pour les fermetures, l'allocation séquentielle) peuvent diminuer l'efficacité du SCEQE. Cela pourrait donc aussi augmenter en retour les futurs prix des permis et, donc, les prix de l'électricité.

L'aspect des enchères qui est le plus discuté est que la répercussion des permis achetés conduira à une augmentation plus importante du prix de l'électricité par rapport aux permis obtenus gratuitement. Cependant, la plupart des entreprises ont déjà appliqué le principe économique du coût d'opportunité dans le SCEQE-1 (cf. section 2.2.3), c'est-à-dire qu'un permis garde toujours sa valeur, qu'il soit utilisé pour produire de l'électricité, qu'il soit revendu sur le marché, qu'il soit obtenu gratuitement ou bien acheté. Dans les marchés concurrentiels avec une tarification au coût marginal, il ne devrait donc pas y avoir de différence quand sont introduites les enchères. En revanche, dans les marchés régulés sur la base des coûts moyens (régulation *cost-plus* où les producteurs sont payés à un taux suffisant pour couvrir leurs coûts totaux de production plus la marge pour fournir le rendement sur l'investissement de centrale), le coût moyen de la production d'électricité pour un opérateur devrait augmenter si tous les permis doivent être achetés. Dans ce cas, les régulateurs devront se mettre d'accord sur l'augmentation des prix.

New Carbon Finance (2008) examine l'impact de la mise en place des enchères post-2012 sur les prix de l'électricité de gros dans les marchés électriques de l'Allemagne, de la Pologne, de la Hongrie et de la République Tchèque. La perspective générale adoptée dans l'étude est que les marchés électriques seront encore plus concurrentiels en 2013 qu'aujourd'hui. Rappelons que dans les marchés concurrentiels, les coûts marginaux de production à court terme (CMCT) déterminent le prix de l'électricité de gros, qui intègre le coût des permis d'émission indépendamment de leur mode d'allocation. Actuellement, à l'exception de l'Allemagne, la tarification au coût marginal ne peut pas

¹ Vraisemblablement, la différence entre certains producteurs intensifs en carbone et peu intensifs en carbone peut avoir pour effet une nouvelle vague de concentration au travers d'un processus de fusions et d'acquisitions (puisque les incertitudes croissantes dans les marchés électriques augmentent la taille optimale d'un opérateur).

être supposée dans les pays analysés¹. Il apparaît cependant que la tarification au CMCT se développe en Pologne, en Hongrie et en République Tchèque. Par exemple, des contrats d'achat d'électricité à long terme ont été annulés suite aux enquêtes menées par les autorités européennes de la concurrence durant les deux dernières années. Ces contrats représentaient auparavant plus de la moitié des marchés électriques de gros dans ces pays. Ainsi, la Pologne, la Hongrie et la République Tchèque intensifient la promotion de la liquidité et d'un accès plus grand dans leur marché.

L'étude de New Carbon Finance indique la convergence croissante entre les prix de l'électricité de gros en Allemagne, en Pologne, en Hongrie et en République Tchèque, ce qui signifie qu'une fraction plus importante des coûts du carbone est déjà incorporée dans les prix de ces pays. Il est donc probable qu'avec l'avancement de la libéralisation et de la mise en place de la concurrence dans les Etats membres, les prix de l'électricité de gros seront déterminés sur la base du coût marginal intégrant également le coût des permis d'émission en 2013. Par conséquent, l'impact sur les prix de l'électricité de gros de l'allocation gratuite des permis vers la vente aux enchères dans le SCEQE-3 devrait être faible².

La vente de permis aux enchères peut donc enlever les incitations perverses qui ont prévalu durant le SCEQE-1 et éliminer les *windfall profits* avec un impact modéré sur les prix de l'électricité. Néanmoins, la vente aux enchères ne permet pas d'écarter le risque lié à la volatilité du prix du carbone, ni de fournir une lisibilité du prix du carbone à plus long terme. Les méthodes et instruments supplémentaires discutés dans les sections suivantes peuvent améliorer et compléter le SCEQE.

4.2 Un prix du carbone plus stable

Dans son paquet énergétique de Janvier 2008, la Commission propose que les pays membres réduisent leurs émissions de 21 % en 2020 par rapport au niveau de 2005 dans les secteurs du SCEQE. Le frein à l'investissement, que constituait l'incertitude sur les objectifs à moyen terme est donc diminué d'une manière importante, alors que dans le SCEQE-1 et 2 seuls les objectifs à court terme avaient été fixés. De plus, la Commission propose de mettre fin à la distribution gratuite des permis au secteur électrique et d'opter pour la vente aux enchères. Un autre frein à l'investissement est ainsi levé puisque l'allocation gratuite des permis basée entre autres sur les émissions antérieures durant le SCEQE-1 et 2 n'incitait pas à les réduire. Quel moyen peut-il être proposé pour diminuer

¹ Il faut rappeler que la libéralisation reste un terme large. Ce qui est central dans l'analyse est le développement de la tarification au coût marginal plutôt que l'étendue de la libéralisation entreprise par les Etats. En Allemagne par exemple, alors qu'ils existent des problèmes de compétition par rapport au *unbundling*, à la transparence et à l'accès des parties tiers, les prix de l'électricité sont formés sur la base du coût marginal. De façon similaire, la tarification marginale à court terme existe au Royaume-Uni, et alors que le marché est souvent considéré comme l'un des plus concurrentiels, des problèmes de compétition persistent encore.

² Même dans le scénario où le cadre actuel de la « libéralisation partielle » de régulation et de tarification est maintenu jusqu'à 2013, le passage de l'allocation gratuite aux enchères aurait un impact relativement faible : les prix de gros augmenteraient de 28 % en Pologne et de 12% en République Tchèque.

cette fois la volatilité du prix du carbone, alors qu'elle crée des effets perturbateurs sur la planification de l'investissement ?

L'instabilité du prix du carbone au comptant durant le SCEQE-1 n'a pas été un bon point (cf. section 2.2.1). Les industriels ont besoin que le marché envoie un signal plus lisible sur le prix du carbone pour prendre leurs décisions (De Perthuis, 2009). L'introduction des enchères discutée ci-dessus gagnerait donc à être couplée avec la mise en place d'une autorité en charge de « stabiliser » le prix du carbone (Tirole, 2009). Ce pourrait être le rôle d'une « banque centrale du carbone », dont la première tâche serait de constituer une équipe d'expertise de haut niveau pour s'assurer du bon fonctionnement du marché (De Perthuis, 2009). La banque devrait être en mesure de prévenir le risque d'apparition de pouvoir du marché et d'intervenir sur l'offre et la demande pour lisser les fluctuations erratiques des cours, en évitant aussi bien les risques d'une envolée que d'une chute des prix. En garantissant une meilleure transparence du marché et la formation d'un prix du carbone plus lisible par les acteurs, la banque centrale du carbone ne pourrait que faciliter la réalisation des objectifs visés.

Les autres options discutées dans cette section pourraient également accompagner l'architecture du SCEQE afin de développer la stabilité du prix du carbone et d'augmenter sa visibilité à plus long terme nécessaires à des investissements plus propres.

4.2.1 Banking et borrowing

Jusqu'ici le *banking* et le *borrowing* ont été permis seulement à l'intérieur même du SCEQE-1. Les propositions de la Commission suggèrent néanmoins que le *banking* sera autorisé à l'intérieur et entre les périodes du SCEQE-2 et du SCEQE-3, alors que le *borrowing* se limitera à chacune des périodes respectives.

En ce qui concerne les effets économiques, la littérature théorique suggère que le *banking* et *borrowing* peut améliorer l'efficacité économique sous des hypothèses spécifiques¹. En effet, ces provisions peuvent améliorer la stabilité du prix (Ellerman et al., 2000 ; Ellerman et Montero 2002 ; Newell et al., 2005). Cela s'explique par la volonté des investisseurs et des spéculateurs d'acheter les permis durant les périodes où le prix est bas et de détenir les permis jusqu'à ce que la distribution initiale des permis décline et les prix augmentent. A l'équilibre, le prix d'une période doit donc être relié au prix de la période suivante par le coût d'opportunité du capital. Si le *banking* entre les périodes n'est pas permis, les prix des permis peuvent s'avérer instables à la fin de chaque période de conformité. Dans le cas d'un surplus, les permis sont sans valeur et leur prix devrait chuter jusqu'à zéro (voir par exemple la fin du SCEQE-1)². Dans le cas contraire, le prix des permis devrait s'élever

¹ Ces hypothèses sont : la fonction de la réduction de coût ne change pas dans le temps et l'information complète existe sur la fonction marginale de dommage (Rubin, 1996)

² Le surplus des permis a été constaté dans les premières années du programme américain de SO₂, mais les permis non utilisés pouvaient être « banqués ». En attendant des caps plus vigoureux, de nombreuses firmes ont donc décidé de « banquer » les permis pour leur utilisation à venir, ce qui a empêché le prix du permis de chuter jusqu'à zéro (Ellerman et al., 2000).

brusquement à la fin de la période. Le processus de transfert des permis entre les périodes avec des prix bas et les périodes avec des prix très élevés réduirait la volatilité des permis et diminuerait donc le risque pour les producteurs. Ensuite, les *banking* et *borrowing* améliorent la liquidité sur le marché des permis en augmentant la quantité de permis disponibles et le volume des permis échangés (Godby et al., 2000).

En ce qui concerne les effets environnementaux, le *banking* et le *borrowing* des permis sont souhaitables puisqu'ils permettent aux firmes d'atteindre leurs objectifs de réduction à moindre coût, en lissant leurs émissions dans le temps. Cependant, ils peuvent également modifier le profil temporel et l'ordre de grandeur des dommages environnementaux. Bien que le *banking* réduise les dommages sociaux en présence d'une fonction convexe de dommages provenant des émissions et des normes plus rigoureux dans l'avenir (Kling et Rubin, 1997), le *borrowing* illimité peut avoir des conséquences négatives en créant des concentrations d'émissions au début des périodes, suite aux retards dans les réductions. Le *banking* pour sa part a tendance à accélérer la diffusion des nouvelles technologies : il améliore la rentabilité des technologies bas carbone puisque les permis « libérés » peuvent être conservés pour l'avenir plutôt que se vendre sur le marché. Ellerman et al., (2003) estiment que grâce à la possibilité du *banking* dans le programme américain de SO₂, les firmes investissaient plutôt dans les nouvelles technologies, ce qui engendrait un effet bénéfique secondaire sur l'environnement. En effet, le *banking* est rentable si les prix attendus des permis dans le futur dépassent les coûts marginaux de réduction actuels. Cependant, étant donné que les permis transférés peuvent être utilisés afin de couvrir les émissions dans les périodes suivantes, Phaneuf et Requate (2002) ont pu montrer que le *banking* peut également conduire à moins d'adoption des nouvelles technologies dans ces périodes.

L'argument principal pour introduire le *banking* réside dans sa capacité à augmenter la stabilité du prix comme cela a été montré dans les premières années du programme américain de SO₂ (Ellerman et al., 2000). Néanmoins, le contexte de ce programme est différent de celui des politiques climatiques : les régulateurs pouvaient s'engager à plus long terme dans la réduction des émissions SO₂ et la technologie pour contrôler ces émissions était disponible. Le *banking* entre les périodes s'est donc produit dans un environnement réglementaire relativement stable. Les politiques climatiques sont toujours en construction et ni la trajectoire des scénarios de stabilisation à long terme ni les technologies pour atteindre les réductions nécessaires ne sont encore bien définies. Le *banking* pourrait donc augmenter la volatilité des prix actuels des permis en présence de telles incertitudes, parce que toutes les discussions sur les réductions d'émissions vont modifier les anticipations sur la rareté future et, donc, sur les niveaux des prix. En plus, si une partie importante des permis est mise en réserve, leur valeur pourrait atteindre des centaines de milliards d'euros par rapport aux quelques milliards dans le programme de SO₂. Une analyse prudente devrait être effectuée sur les entités du secteur privé qui seraient prêtes à garder des permis d'une telle valeur sans prime de risque significative afin de refléter l'incertitude politique. La crédibilité politique des engagements s'avère donc importante pour les caractéristiques recherchées du *banking*.

Divers risques empêchent actuellement l'utilisation du *borrowing*. Il est par exemple difficile de prévoir combien de permis seront empruntés et, donc, d'anticiper la rareté et les prix. Ensuite, il peut s'avérer difficile pour les gouvernements de remplacer les émissions excédentaires des participants qui ont emprunté les permis des périodes futures en augmentant les réductions dans les secteurs hors SCEQE, ce qui pourrait empêcher d'atteindre l'objectif convenu au niveau international.

4.2.2 Prix de réserve aux enchères

Avec une certitude accrue sur les politiques climatiques, le *banking* peut donc atténuer la volatilité du prix du carbone. Cependant, les décisions d'investissement et l'accès au financement des projets bas carbone peuvent être également affectés significativement si les acteurs perçoivent que les prix du carbone chuteront à des niveaux très bas (e.g. la fin du SCEQE-1). Les politiques traitant cette incertitude pourraient alors encourager les investissements plus propres. En effet, les gouvernements peuvent annoncer un prix de réserve pour les permis vendus aux enchères, ce qui pourrait remplir deux fonctions : (1) assurer que les permis ne sont pas vendus au-dessous d'une valeur a priori et (2) assurer que le prix du permis est important, ce qui inciterait les investissements¹. De plus, si une quantité suffisante de permis était mise aux enchères (ce qui serait probablement le cas car le secteur électrique qui représente plus de 60 % des allocations dans le SCEQE devrait acheter tous ces permis à partir de 2013), le prix de réserve pourrait alors correspondre à un prix-plancher.

L'utilisation la plus logique du prix de réserve est d'empêcher la vente d'un permis à un prix inférieur au coût d'opportunité du vendeur. Ce prix est particulièrement important quand les offreurs disposent d'une volonté asymétrique de payer pour un permis ou d'une information asymétrique ou bien en présence d'une participation faible aux enchères (Holt et al., 2008). Dans ces conditions, le prix d'équilibre peut s'éloigner du prix concurrentiel, à moins que le prix de réserve ne soit utilisé. Ainsi, l'efficacité des enchères peut être réduite. Il existe des situations où le prix de réserve est fixé à une valeur plus importante quand il y a relativement peu d'offeurs et à une valeur moins importante quand l'enchère est davantage concurrentielle (Hendricks et al., 1989). Si l'objectif du prix de réserve est effectivement d'éviter la vente de permis en dessous de leur vraie valeur, le prix de réserve devrait donc être fixé à un niveau proche mais inférieur au prix d'équilibre attendu aux enchères, donc, proche du prix des permis échangés dans le marché secondaire (Matthes et Neuhoff, 2008). La méthode alternative pour fixer le prix de réserve serait de l'établir à un niveau qui maintient le taux minimal de progrès de réduction des émissions en dessous de celui du *business as usual*, et de maintenir la valeur des investissements dans les nouvelles technologies. Dans ce cas, le prix de réserve ne serait pas directement lié au prix de marché, mais plutôt augmenterait à un taux constant au niveau du taux d'actualisation.

¹ Les prix de réserve sont également importants pour diminuer le dommage potentiel des collusions dans la mesure où ils diminuent leur rentabilité (Holt et al., 2008). L'importance des prix de réserve pour limiter la collusion est fortement soutenue dans la littérature théorique, ainsi que dans les observations empiriques de fonctionnement des enchères (Ausubel et Cramton, 2004).

Comme déjà indiqué, les enchères peuvent également fournir des moyens transparents et crédibles vers la mise en place d'un prix-plancher pour les prix des permis. Si nous supposons que le prix de réserve est annoncé à long terme et qu'un certain nombre de permis est nécessaire pour couvrir les émissions, les participants au marché seront obligés d'acheter les permis à un prix égal ou supérieur au prix de réserve. Ainsi, aucun participant ne vendra de permis en dessous de ce prix. Ce prix-plancher mis en place par le prix de réserve pourrait créer alors de la confiance dans le marché chez les participants. Ces participants au marché peuvent aussi interpréter le prix de réserve dans une période d'échange comme un prix probable pour la période suivante (Neuhoff, 2008).

Dans le contexte européen, l'établissement d'un tel prix de réserve nécessiterait cependant une coordination et une coopération entre les Etats membres (Hebourn et al., 2006). Si par exemple seulement une fraction des allocations était vendue aux enchères au prix de réserve en raison d'une demande limitée, tous les pays voudraient être les premiers à vendre leurs permis. Une approche proposée par Neuhoff (2008) consiste à faire nommer un agent commercial par plusieurs gouvernements pour que celui-ci vende, en leur nom, les allocations aux enchères selon un protocole spécifié. Si le prix de réserve était contraignant, l'agent retournerait les permis non vendus aux gouvernements respectifs, en proportion du volume total des allocations que les pays ont eu l'intention de vendre.

Finalement, le rôle des mécanismes projets de Kyoto (MDP et MOC) ne devrait pas être négligé si des quantités importantes de crédits seront disponibles en dessous du prix de réserve. Néanmoins, les politiques comme les conditions de suppléantarité - où l'on exige qu'une part de la réduction soit effectuée au niveau national, ainsi que le respect des limites d'importation de ces crédits dans le SCEQE-3 – pourraient traiter ce problème.

4.2.3 Prix plafond

Il est parfois considéré que le SCEQE accompagné d'un prix-plafond¹ (ou pénalité libératoire ou soupape de sécurité « *safety valve* ») peut être utile pour faciliter la convergence des anticipations des investisseurs en leur fournissant une certitude à long terme, et pour réduire les impacts excessifs de l'incertitude induite par des facteurs aléatoires (Bouttes et al., 2006). Par exemple, en Californie, les pouvoirs publics ont dû avoir recours à la *safety valve* en réaction à l'échec du marché NOx en 2000 (e.g. Bouttes et al., 2001)². Une *safety valve* a été proposée comme un mécanisme pour éviter les

¹ Il faut remarquer que la disposition dans le SCEQE-2 stipulant que les émissions excédentaires sont assujetties à une pénalité financière de 100 €/tCO₂ n'est pas assimilable à une *safety valve*. Il est précisé en effet que « le paiement de l'amende sur les émissions excédentaires ne libère pas l'exploitant de l'obligation de restituer un nombre de permis égal à ces émissions excédentaires lors de la restitution des permis correspondant à l'année suivante ».

² Le marché des NOx de la région de Los-Angeles a été mis en place en 1994. Après six ans de fonctionnement, le marché a subi en 2000 un choc de demande initié par l'appel pendant tout l'été d'équipements de production d'électricité de pointe très émetteurs de NOx et dont l'occurrence semblait auparavant trop peu probable (une fois tous les 20 ans). L'aléa provoque une hausse des prix des NOx (environ dix fois le niveau des prix *spots* des années antérieures et des prix *forward* des années ultérieures) et vient alimenter en retour la crise qui a débuté sur le marché de l'électricité : les prix des NOx sont internalisés par les prix de gros de l'électricité et ils expliquent le tiers de leurs hausses spectaculaires en 2000 (Joskow et Kahn, 2001). Les pouvoirs publics sont amenés,

augmentations soudaines de prix (e.g. Pizer, 1999). Ce mécanisme permet aux participants d'un système *cap & trade* d'acheter les permis additionnels au prix-plafond (défini par le *safety valve*) et, donc, d'éviter que le prix du permis soit excessifs la demande est plus grande que celle escomptée (Jacoby et Ellerman, 2002).

Cependant, l'introduction d'un prix plafond soulève un certain nombre de critiques. Aux Etats-Unis en 2004, le rejet du principe de prix-plafond dans l'amendement des sénateurs McCain-Lieberman a été expliqué par plusieurs raisons : le potentiel pour les impacts environnementaux adverses et le dépassement du *cap* en cas d'utilisation de prix plafond ; la crainte d'enlever les incitations pour la R&D des technologies (Bodansky, 2003 ; Sherrard et al., 2004) ; l'anticipation des alternatives comme le *banking* ou les autres mécanismes pour compenser les augmentations des émissions (Pizer, 2005) et enfin la crainte de l'effet taxe carbone où les réductions d'émissions ne sont plus connues *ex ante* (Bodansky et al., 2004).

De plus, si le prix-plafond est fixé est trop bas, l'incitation pour les réductions le sera également (Burtraw et al., 2005a). Le prix-plafond peut empêcher les augmentations futures du prix du CO₂, ce qui pourrait être nécessaire pour récompenser les investisseurs et les projets bas carbone. Les prix plafond trop faibles peuvent donc résulter en des émissions trop importantes et des prix moyens des permis plus élevés à long terme.

Un autre aspect critique d'un prix-plafond est qu'il compliquera le couplage avec les autres systèmes de *cap & trade* dans le monde. En particulier, le prix-plafond signifierait que le *cap* commun des émissions peut être dépassé. Cette possibilité pourrait créer des difficultés de couplage avec les autres programmes qui n'ont pas de prix-plafond. En effet, les crédits des mécanismes de projets de Kyoto (MDP et MOC) pourraient constituer une alternative opportune pour éviter que les prix du CO₂ soient trop élevés. Quand les prix augmentent, les afflux de réductions des émissions des mécanismes projets augmentent également. Pour augmenter la flexibilité à court terme afin de couvrir le déficit nécessaire, les gouvernements peuvent envisager de créditer les réductions d'émissions délivrées, ainsi que certaines réductions futures d'émissions qui seront délivrées avec les projets MDP par exemple.

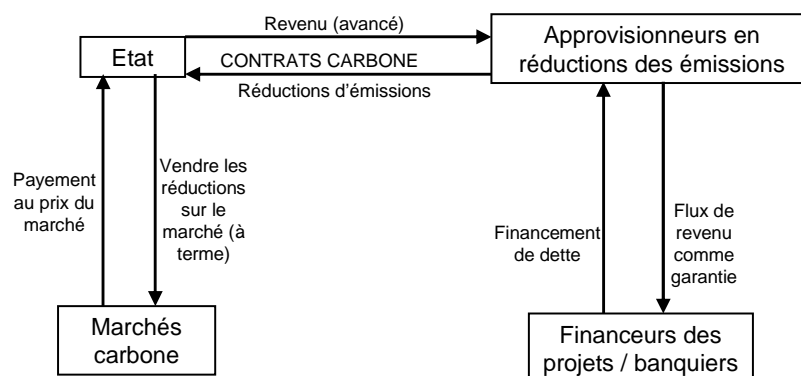
4.2.4 Contrats carbone

Un autre moyen pour diminuer la volatilité des prix, proposé par Helm et Hepburn (2005), est d'établir un système des contrats carbone où le gouvernement met aux enchères les contrats carbone pour les réductions futures d'émissions sur un horizon temporel long, tel que 20-30 ans. L'idée principale est que le gouvernement cherche à acheter une offre pour les réductions futures d'émissions au moindre prix possible (cf. le Graphique 22). Les compagnies proposent donc leur prix (pour différentes

dans l'urgence, à accepter un volume global d'émissions supérieur de plus de 15 % au quota annuel autorisé, moyennant une pénalité financière. Dans cette situation, on peut penser que des possibilités de *banking* inter-annuel (qui avait été interdit) des permis NO_x ou un mécanisme d'un prix-plafond (comme celui adopté l'année suivante par les pouvoirs publics) auraient pu également contribuer à anticiper plus efficacement le risque de crise et, ainsi, réduire son ampleur.

quantités) et le gouvernement établit des contrats avec les firmes qui peuvent s'engager à offrir des réductions futures à moindre coût. En principe, n'importe quelle compagnie pouvant délivrer des réductions cohérentes par rapport à la référence définie par un objectif gouvernemental peut participer aux enchères. Cela peut se limiter aux secteurs spécifiques ou bien des enchères séparées sectorielles peuvent être mises en place¹. Quant à la proportion des objectifs mis en enchères par le gouvernement, elle peut représenter n'importe quelle quantité entre zéro et l'objectif plafond. Plus la quantité est petite, moins grand est le risque pour le gouvernement de ne pas arriver à vendre sa position contractée sur le marché (e.g. le SCEQE). De plus, les autres politiques peuvent contribuer aux réductions, même si elles sont moins efficaces².

Graphique 22 : Les contrats carbone



Source : d'après Helm et Hepburn, 2005

Les enchères pour les contrats devraient être construites de façon à faciliter le financement des projets des compagnies (Klemperer, 2004). Cela signifie que les contrats doivent être à long terme avec les garanties de prix d'Etat. Ces caractéristiques assurent que les firmes utiliseront le flux de revenu futur comme une garantie pour lever la dette nécessaire pour les investissements plus propres. Un autre bénéfice du système est que l'enchère pour le contrat carbone serait « neutre par rapport aux technologies ». Les gouvernements pourraient ainsi éviter d'avoir à choisir des technologies gagnantes (*picking winners*)³. Ce sont les offres des compagnies qui définiraient les choix technologiques.

Le risque politique qui entoure le prix du carbone est plus efficacement attribué aux gouvernements plutôt qu'aux fournisseurs de réduction d'émissions. Cependant, les gouvernements doivent savoir gérer ce risque. Premièrement, si les marchés du carbone continuent d'exister, l'Etat

¹ Compte tenu du remplacement croissant nécessaire des capacités de production d'électricité, un moment opportun existe pour mettre aux enchères les réductions de carbone pour le secteur électrique. Durant la première phase des enchères, les offres initiales pourraient inclure la durée des contrats. L'information serait ensuite utile pour définir la période et pour identifier la prochaine date des futures enchères.

² Les politiques supplémentaires ne diminueraient pas la crédibilité du contrat puisque le prix déterminé dans le contrat à long terme est fixé et ne sera pas affecté par les changements de rigueur des autres politiques climatiques.

³ Les gouvernements peuvent s'avérer maladroits pour choisir le gagnant. Pour un exemple qui implique le réacteur à neutrons rapides (*fast breeder reactor*), voir Cohen et al., (1991).

pourrait vendre les contrats carbone dans le temps. Supposons par exemple que le contrat implique un paiement à une nouvelle centrale nucléaire pour produire de l'électricité zéro carbone. L'Etat doit alors trouver une contrepartie pour acheter ce bénéfice. Les compagnies aériennes ou les industries intensives en carbone peuvent être ces contreparties par exemple. Avec le SCEQE actuel, cet exercice s'avère plutôt simple. De plus, si les enchères périodiques s'établissent dans le SCEQE, l'Etat pourrait disposer de l'opportunité de s'affranchir de ses engagements.

Le bénéfice principal pour le SCEQE est que les contrats carbone peuvent apporter une stabilité au marché et créer des incitations pour protéger et élargir le marché à plus long terme. Le gouvernement pourrait ainsi utiliser les offres de réduction d'émissions pour injecter de la liquidité et de la stabilité dans le marché en diminuant la volatilité. En vendant quand les prix sont élevés, le gouvernement, en tant qu'acteur disposant d'un pouvoir de marché, serait capable d'empêcher la montée des prix à des niveaux préjudiciables pour les industries.

Les difficultés principales associées aux contrats de carbone sont : (i) la complexité de leur mise en œuvre (*i.e.* les méthodes des enchères et les différentes approches pour établir le prix), (ii) la résistance potentielle de la part des gouvernements à devenir responsable quand les prix du carbone sont bas.

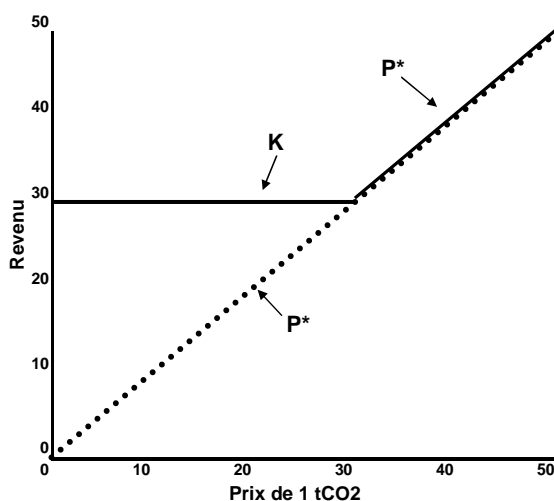
4.2.5 Contrats de *put option*

Une autre approche plus radicale pour limiter le risque lié au prix du carbone serait que le gouvernement fixe un prix minimum garanti pour le CO₂ (Ismer et Neuhoff, 2006). Dans ce système de prix garanti, le gouvernement vend les options à long terme pour les émissions de CO₂. Les options impliquent que le gouvernement s'engage à acheter aux propriétaires d'options une quantité spécifiée de permis au prix fixe et à une date donnée dans l'avenir. Nous présenterons les idées principales de ce système avec un exemple simple d'*option put* : l'option Européenne (Kemp et Swierzbinski, 2007).

L'option Européenne fournit au propriétaire d'option un droit mais pas une obligation de vendre un actif spécifié au prix défini (prix d'exercice) et à la date fixée (la date d'expiration). Le vendeur de l'option (le gouvernement) assume l'obligation d'acheter l'actif (*e.g.* les émissions CO₂) si le propriétaire d'option choisit d'exercer son option. Le prix d'exercice est dénoté par K (cf. Encadré 9). Le nombre de périodes de temps entre le présent et la date d'expiration est dénoté par T . Par exemple, l'option Européenne pour 1 tCO₂ avec comme date d'expiration le 31 Janvier 2020 et comme prix d'exercice de 30 €/tCO₂ donnerait au propriétaire l'option de vendre 1 tCO₂ au vendeur de l'option le 31 Janvier 2020 au prix de 30 €. Si le marché du carbone n'existait pas, le propriétaire de l'option qui veut vendre ses réductions en émissions exercerait toujours ses options. Quand le marché du carbone existe, le propriétaire de l'option doit décider soit de vendre au marché soit d'exercer l'option. Si le prix du marché à la date d'expiration est inférieur au prix d'exercice de l'option, le propriétaire de l'option devrait donc exercer l'option et vendre au prix d'exercice. Si au contraire le prix du marché est supérieur au prix d'exercice, il lui serait plus rentable de vendre les émissions et de laisser l'option expirer.

Encadré 9 : Le revenu acquis par la vente de 1 tCO₂ avec et sans option

Dans le graphique ci-dessous, le prix d'exercice supposé est de 30 €. Sans l'option, le revenu acquis par la vente de 1 tCO₂ est simplement le prix du marché P^* . Dans le graphique, ce revenu est indiqué par la ligne en pointillés. Le revenu acquis quand l'investisseur détient l'option est indiqué par la ligne pleine. Avec l'option, l'investisseur exerce l'option et obtient le revenu K quand $P^* < K$. Quand $P^* > K$, l'investisseur vend le carbone au marché et obtient le revenu P^* . La propriété de l'option fournit au vendeur potentiel de carbone la garantie que le prix de la vente au vendeur ne sera jamais inférieur au prix d'exercice de l'option. Les options apportent donc un mécanisme pour le vendeur de l'option fournissant une garantie crédible d'un prix minimum pour l'actif au propriétaire de l'option.



Les options peuvent fournir la sécurité pour les investisseurs de trois façons. Premièrement, les investisseurs dans les projets spécifiques peuvent acquérir les options et, donc, se couvrir contre le risque que le prix du permis chutera au-dessous du prix d'exercice. Deuxièmement, si le gouvernement a émis un nombre important d'options, les participants dans le marché vont prendre beaucoup de permis si le prix du permis descend en dessous du prix d'exercice. En retour, cela réduira le volume des permis sur le marché, cela augmentera la rareté et cela poussera à la hausse des prix du carbone. Avec un nombre suffisant d'options sur le marché, le prix du CO₂ ne descendra pas en dessous du prix d'exercice. Troisièmement, les gouvernements qui ont émis un grand nombre d'options seront conscients des conséquences financières qu'ils peuvent encourir s'ils délivrent trop de permis. Aussi, ils seront incités poursuivre des politiques climatiques ajustées.

Les contrats d'options sont des accords commerciaux entre les gouvernements et les acheteurs privés et sont protégés par des droits de propriété. Ils peuvent donc permettre aux gouvernements de s'engager de façon crédible au niveau minimal de rigueur des politiques climatiques futures et de faciliter les investissements dans les technologies plus propres. Dans le cas de la vente des permis aux enchères, les contrats d'options ne créeraient pas d'exposition financière du gouvernement puisque le revenu des enchères pourrait couvrir les responsabilités encourues par les options.

Les problèmes de ce système sont similaires à ceux des contrats carbone et impliquent une certaine complexité de mise en œuvre et des problèmes de crédibilité de l'engagement gouvernemental au prix de long terme et, plus spécifiquement, au respect des contrats d'options durant des horizons temporels longs.

Conclusion

En conclusion de cette section, on peut rappeler que l'introduction de la vente aux enchères peut éliminer les incitations perverses pour investir dans les installations émettrices avec un impact modéré sur les prix de l'électricité. Le risque-prix du carbone peut également être limité par plusieurs méthodes. Le moyen le plus direct est d'améliorer l'architecture des politiques climatiques. Le prix-plafond ou « *safety valve* » fournit la certitude à long terme et facilite les anticipations des investisseurs. Cependant, sa présence sape le *cap*, les incitations pour l'innovation technologique et la possibilité de couplage entre les programmes. Par conséquent, nous serions prudents quant à son utilisation dans le SCEQE. Avec une certitude accrue sur les politiques climatiques, la volatilité du prix peut être diminuée et la diffusion des technologies plus efficaces peut être accélérée grâce au *banking*. Le *banking* est de fait autorisé par la Commission dans les périodes suivantes du SCEQE. Une autre idée est celle des contrats carbone selon laquelle le gouvernement mettrait aux enchères les économies futures de carbone à l'offreur qui propose le moindre prix pour les réductions d'émissions, créant de cette façon un marché du carbone à plus long terme que celui que peut offrir le SCEQE. De même, un prix-plancher pourrait être délivré pour le SCEQE en combinant les éléments tels que le prix de réserve aux enchères ou les options distribuées par le gouvernement sur les prix futurs du carbone avec les engagements de gouvernement de racheter une quantité spécifiée des permis aux propriétaires des options au prix et à la date fixés. Puisque ces options seront exercées seulement si le prix du carbone est inférieur au prix d'exercice de l'option, elles réduiront l'incertitude de prix pour les investisseurs. Le problème commun à ces mécanismes est la complexité de leur mise en place, ainsi que la crédibilité des gouvernements dans leur engagement sur le prix du carbone à long terme.

CONCLUSION DU CHAPITRE II

Ce chapitre visait plusieurs objectifs : i. examiner l'introduction du SCEQE dans la politique climatique européen, ii. analyser les nouveaux risques pour les investisseurs introduits avec l'arrivée du SCEQE, en particulier celui du prix du carbone, et proposer les arrangements susceptibles de faciliter la gestion du risque et, finalement, iii. examiner l'influence potentielle du SCEQE sur le choix technologique à court et moyen terme.

Dans la première section nous avons montré que les émissions de GES représentent une défaillance de marché qui devrait être diminuée par l'intervention de l'Etat en créant un prix des émissions. La fixation du prix est une caractéristique essentielle du système de permis échangeables. En plus de son attribut de « coût-efficacité », ce système est souvent encouragé en raison de sa capacité perçue à stimuler l'innovation et la diffusion des technologies plus propres. Ses atouts théoriques, ainsi que les aspects institutionnels, ont favorisé l'introduction du SCEQE dès 2005 au niveau européen comme l'un des principaux moyens pour atteindre les objectifs Kyoto et post-Kyoto.

Cependant, cette nouvelle contrainte carbone se superpose aux risques des marchés électriques libéralisés examinés dans le Chapitre I. Avec le lancement du SCEQE, la valeur non connue du carbone est devenue un facteur critique pour les investissements dans la production d'électricité. Dans la deuxième section, il a été montré que les premières années de son fonctionnement ont été marquées par une volatilité importante du prix du carbone et par l'incertitude sur la régulation post-Kyoto, dont l'effet est de retarder les fermetures et les remplacements de centrales. Ainsi, les signaux d'investissements ont été biaisés par les règles d'allocation des permis dans le SCEQE. Par exemple, la décision exprimée dans la majorité des PNAQs de retirer l'allocation de l'installation qui se ferme ou de l'allouer à une nouvelle installation seulement si l'installation est opérationnelle, crée des subventions à la production, avantage l'entrée et rend difficile la sortie des technologies polluantes.

Ces distorsions et les prix croissants du gaz ont contribué à la construction d'installations fortement émettrices fonctionnant au charbon durant le SCEQE-1. Cependant, cette tendance semble se renverser depuis la fin du SCEQE-1 avec les engagements de réduction des émissions en 2020 annoncés par la Commission et les indications pour les modifications de certaines règles de fonctionnement du SCEQE, comme la vente aux enchères de permis au lieu de l'attribution gratuite. Ces objectifs climatiques et les enjeux de la sécurité d'approvisionnement semblent susciter également une « renaissance nucléaire » dans de nombreux pays européens. Cependant, son élargissement dépendra largement des conditions d'investissement dans les marchés libéralisés.

Nous avons également constaté que le couplage du SCEQE avec les autres systèmes d'échange mondiaux et l'importation d'une quantité importante de crédits de mécanismes de projets de Kyoto augmentent davantage l'incertitude sur le prix du carbone. L'étude effectuée dans la troisième section a cependant indiqué que si la réalité correspondait aux déclarations de la Commission quant au couplage des systèmes et à la limitation des quantités de crédits des mécanismes projets, alors le prix du carbone pourrait rester à un niveau stable (vers 30 €) en 2020.

Le prix s'écarterait seulement si le cadre des hypothèses s'éloignait beaucoup de ces scénarios « réalistes ». Nous avons également montré dans la quatrième section qu'il existe des méthodes pour limiter le risque-prix du carbone et pour faciliter la convergence des anticipations des investisseurs comme le *banking* ou encore la création d'une autorité pour assurer la formation du prix du carbone plus lisible pour les acteurs. Le SCEQE pourrait également délivrer un prix-plancher en combinant les éléments tels que le prix de réserve aux enchères des permis ou les options distribuées par le gouvernement sur les prix futurs du carbone avec des engagements des gouvernements de racheter une quantité spécifiée de permis aux propriétaires d'options au prix fixe à la date fixée. Le problème commun à ces mécanismes reste surtout la crédibilité des gouvernements dans leur engagement sur un prix du carbone à long terme.

Chapitre III : LE SCEQE DANS LE PAQUET CLIMAT ENERGIE ET L'INTERACTION AVEC LES REGULATIONS POUR LES RENOUVELABLES

Les deux objectifs prioritaires du paquet climat énergie européen adopté en Décembre 2008 sont la réduction des émissions de GES et l'augmentation des énergies renouvelables dans la consommation énergétique totale de l'Europe à l'horizon 2020. Le principal outil de l'UE pour réduire de façon économiquement efficace les émissions de GES est le système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE). En revanche, les instruments pour stimuler l'utilisation des énergies renouvelables varient entre les Etats membres et leur harmonisation au niveau européen n'est pas envisageable, au moins à court terme. Si, théoriquement, les instruments du marché peuvent conduire aux mêmes résultats, l'application des instruments basés sur les prix ou les quantités pour stimuler l'utilisation des énergies renouvelables peut, en pratique, influencer différemment les incitations d'investissement. Par conséquent, le mix et la quantité d'électricité verte à moyen terme (2020) peuvent être déterminés par les instruments de promotion actuels (e.g. les tarifs d'achat garantis ou les systèmes de quota) dans les pays membres.

De plus, il est attendu que l'augmentation de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) ait un impact important sur les structures électriques européennes. Par conséquent, la pénétration des énergies renouvelables dans le secteur électrique influencera également la demande pour les permis dans le SCEQE. Cela compliquera davantage l'analyse des fondamentaux du prix du carbone. Les effets croisés existent donc entre les deux objectifs : la présence d'un objectif facilite la réalisation de l'autre. Or, les investisseurs en technologies à faible teneur en carbone sont particulièrement concernés par l'impact des variations du prix du carbone et, surtout, par le risque d'un prix bas du carbone. Pour avoir un ordre de grandeur de cet impact, on doit se référer aux analyses quantitatives qui captent les fondamentaux des interactions entre les deux objectifs.

Ce chapitre a ainsi pour objet d'examiner et de quantifier les impacts des objectifs de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) qui, selon la Commission, devraient représenter au moins un tiers de la production totale d'électricité européenne en 2020, ainsi que les impacts sur le développement du SCEQE et sur le mix technologique de production d'électricité (European Commission, 2006)¹. Il s'agit dans la première section 1) de revenir sur l'efficacité des principaux instruments existants de promotion de l'électricité verte et 2) d'examiner de façon simplifiée les interactions théoriques qui peuvent se produire entre les instruments pour atteindre les objectifs de réduction des émissions et de l'augmentation des énergies renouvelables. Ces deux étapes sont nécessaires pour la seconde partie du chapitre : afin d'une part de quantifier les interactions potentielles à l'horizon 2020 à l'échelle

¹ Les changements simultanés dans le système énergétique induits par les objectifs 20*20 ont été soigneusement examinés dans l'analyse d'impact du paquet climatique (Capros et al., 2008). Dans ce chapitre, nous mettons l'accent sur les objectifs plus spécifiques, *c'est-à-dire*, les objectifs du SCEQE et de l'EOR, ceux-ci auront le plus d'impact sur les structures de production d'électricité et par conséquent sur le prix de carbone dans le marché du SCEQE, qui est un signal prix pour les investissements électriques à faible teneur en carbone.

européenne à l'aide du modèle énergétique POLES et d'autre part de discuter des écarts potentiels des résultats établis dans l'étude de quantification, qui suppose une politique européenne optimale, par rapport aux instruments existants dans le domaine des énergies renouvelables.

1 Les objectifs et les instruments dans le paquet climat énergie et leurs interactions

Le paquet climat énergie adopté par les vingt sept pays européens en Décembre 2008 est souvent considéré comme un accord historique pour la réduction des émissions dans tous les secteurs économiques. En effet, aucun groupe de pays dans le monde ne s'est encore mis d'accord sur de tels objectifs à l'horizon 2020. Cette section commence donc avec la présentation du paquet climat énergie en termes de compromis accepté par les Européens, tant au niveau des objectifs que des mécanismes pour les atteindre. Ensuite, sont examinés dans les sections 1.2 et 1.3 les principaux instruments de promotion dans le domaine des énergies renouvelables. Il sera montré que les tarifs d'achat s'avèrent actuellement plus efficaces et plus efficaces que les systèmes de quota de l'électricité d'origine renouvelable (EOR). Ces résultats peuvent être imputés aux risques plus importants pour l'investissement dans systèmes de quotas pour les renouvelables et, également, à l'immaturité relative de ces dispositifs. Finalement, dans la section 1.4 sont illustrées les interactions qui peuvent théoriquement se produire entre les instruments quantitatifs pour atteindre les objectifs de réduction d'émissions et d'augmentation de l'EOR. En particulier, l'analyse montre que la présence d'un système de quotas EOR augmente la production « zéro carbone », ce qui réduit par conséquent le prix du carbone et les coûts de mise en conformité dans le SCEQE. De manière similaire, le signal prix du CO₂ dans le SCEQE encourage le développement des technologies vertes et diminue ainsi le coût marginal de production dans le système de quotas EOR.

1.1 Le paquet climat énergie

Soucieuse de se positionner comme la région du monde la plus respectueuse de l'environnement, l'UE a souhaité aller plus loin que les objectifs de Kyoto fixés pour la période 2008-2012. Par conséquent, la Commission européenne a publié, en janvier 2007, une série de propositions fixant des objectifs ambitieux. En les validant en mars 2007, le Conseil européen a donné une importante impulsion aux efforts de l'UE pour lutter contre le réchauffement climatique. L'objectif affiché est de limiter ce réchauffement à 2 degrés Celsius d'ici 2100 en :

1. augmentant de 20 % l'efficacité énergétique d'ici 2020 ;
2. réduisant de 20 % les émissions de GES d'ici 2020, voire de 30 % en cas d'accord international ;
3. atteignant une proportion de 20 % d'énergies renouvelables dans la consommation énergétique totale de l'UE d'ici 2020 ;

4. atteignant une proportion de 10 % des énergies renouvelables dans la consommation totale des véhicules d'ici 2020.

Afin d'apporter des réponses techniques aux objectifs fixés par les chefs d'Etat et de gouvernement dans le domaine de la lutte contre le changement climatique, la Commission européenne a présenté une série de directives le 23 janvier 2008. Au cours de l'élaboration de ces mesures, l'exécutif européen a fait l'objet d'un important *lobbying* de la part des grands groupes industriels et des gouvernements des Etats membres. Après un an de négociations-marathon, le paquet énergie climat a été adopté par les vingt sept Etats membres de l'UE le 12 décembre 2008. Nous rappelons ci-dessous les termes du compromis accepté par les pays européens.

Le SCEQE

Au cœur de la stratégie se trouvent le renforcement et l'expansion, à partir de 2013, du système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE), le principal outil de l'UE pour réduire de façon rentable les émissions de gaz à effet de serre. Les plafonds de quotas d'émissions pour les secteurs couverts par le système – la production d'électricité, l'industrie manufacturière énergivore et, à partir de 2011 ou 2012, le secteur aéronautique – seront réduits de 1,74 % par an jusqu'à au moins 2028. Cela signifie qu'en 2020, les quotas d'émissions seront inférieurs de 21 % au niveau de 2005. La directive est également plus explicite sur la quantité des crédits des mécanismes de projets pouvant être importée dans le SCEQE : cette quantité ne devrait pas dépasser 6,5 % des émissions du SCEQE de 2005.

Selon la proposition initiale de la Commission de Janvier 2008, le secteur électrique aurait dû acheter 100 % de ses permis d'émissions aux enchères à partir de 2013. Certains pays seront cependant autorisés à appliquer une dérogation optionnelle ou temporelle de la règle établissant l'interdiction d'allocation gratuite des permis aux producteurs d'électricité dès 2013. Cette option de dérogation est disponible pour les Etats membres qui remplissent les conditions liées à l'intra-connexion de leurs réseaux électriques, la proportion de combustible unique fossile dans la production d'électricité et le PIB / tête en relation à la moyenne européenne. Cependant, la quantité des permis gratuits alloués par un Etat-membre est limitée à 70 % des émissions CO₂ des centrales en question dans le SCEQE 1. Cette quantité diminue dans les années suivantes. Ainsi, l'allocation gratuite peut être accordée dans le SCEQE 3 aux centrales qui fonctionnent depuis ou qui ont été en construction au plus tard fin 2008.

Une grande partie des négociations se sont également concentrées sur les industries lourdes, telles que la sidérurgie, le ciment, la chimie et le verre. Celles-ci avaient fait part des risques de délocalisation en cas de durcissement du SCEQE. Selon l'accord, un secteur est considéré comme « à risque » si les coûts additionnels engendrés par le système européen entraînent une augmentation des coûts d'au moins 5 % de la valeur ajoutée brute. Par ailleurs, pour remplir les conditions requises, chaque secteur doit prouver qu'il est exposé à la concurrence internationale pour plus de 10 % de ses importations et exportations. Les secteurs considérés comme « à risque significatif » de fuite de carbone se verront octroyer jusqu'à 100 % de leurs permis de CO₂

gratuitement, s'ils atteignent un point de référence considéré comme la meilleure technologie disponible dans le secteur. Les modalités de distribution gratuite devraient être proposées par la Commission d'ici Juin 2010.

Le compromis prévoit également que 10 % des quotas d'émission dans le cadre du SCEQE doivent être réservés à un fonds de solidarité destiné à aider les pays en rattrapage d'Europe centrale et orientale dans leur transition vers une production d'énergie plus propre. Les Etats de l'UE se sont également mis d'accord pour utiliser au moins la moitié des bénéfices provenant des enchères pour investir dans des technologies propres.

Les énergies renouvelables

L'objectif précédemment fixé de porter la part des énergies renouvelables dans la consommation totale des Européens à 20 % d'ici 2020 se voit désormais décliné sous forme d'objectifs nationaux contraignants. En 2005, la part des énergies renouvelables atteignait 8,5 % dans l'UE27. La moitié de la quantité totale d'énergies renouvelables à ajouter en Europe pour atteindre l'objectif des 20 % est divisée de manière égale entre chaque État membre. L'autre moitié de l'effort à fournir est répartie entre les États membres en fonction de leur PIB : en vertu du principe de solidarité¹ (Cruciani et al., 2008). La directive confirme également l'objectif de 10 % des énergies renouvelables (et non plus seulement des biocarburants comme prévu par la proposition initiale de la Commission) dans le secteur du transport et fixe un critère de durabilité pour les biocarburants, afin de s'assurer que seulement les biocarburants n'exerçant pas d'impacts environnementaux négatifs sont soutenus.

La Commission n'a pas encore présenté un cadre communautaire concernant les instruments de soutien dans le domaine des énergies renouvelables. En effet, elle reste favorable à l'analyse et à l'apprentissage à partir des expériences acquises avec les différents systèmes de soutien existants, qui sont considérés actuellement comme les plus adaptés à des situations et à des potentiels propres à chaque Etat membre (European Commission, 2005a, 2008).

Cependant, la Commission a proposé dans la nouvelle directive pour les énergies renouvelables d'inclure les provisions de flexibilité afin de réaliser les objectifs d'énergie renouvelables selon une démarche plus en accord avec l'approche coût-efficacité au sein de l'Union. Une des dispositions de flexibilité est de permettre aux pays d'atteindre leurs objectifs individuels relatifs aux énergies renouvelables en compensant leur déficit de déploiement des énergies renouvelables par achat auprès d'autres pays ayant un surplus de déploiement des énergies renouvelables (*i.e.* qui dépasse leurs objectifs). Cet échange impliquera probablement un mécanisme dit « d'échanges de garanties d'origine » (GOs) (cf. également Ragwitz et al., 2009). En effet, le système de GOs est déjà mis en place dans les Etats membres afin de réaliser les objectifs de l'électricité verte de 2010 définis dans la directive 2001/77EC. Le système actuel n'implique pas cependant les échanges de GOs parmi les pays, mais a pour but d'enregistrer les sources de chaque kWh d'électricité verte et de

¹ Par exemple, en France, les énergies renouvelables devront représenter 23 % de la consommation totale d'ici 2020 selon ce dispositif.

fournir des informations sur ces sources. L'échange de « preuves » d'électricité verte que représentent les GOs pourrait potentiellement être utilisé par les Etats Membres pour démontrer leur conformité avec l'objectif des énergies renouvelable indépendamment du pays dans lequel l'EOR a été produite (European Commission, 2008). A ce jour, cependant, cette disposition n'a pas encore été mise en place¹.

La capture et séquestration du carbone (CSC)

La Directive sur le stockage géologique de CO₂ définit un cadre juridique pour gérer les risques potentiels environnementaux et les questions liées aux responsabilités. Le marché du carbone ETS, renforcé par le paquet climat est également considéré comme un fournisseur d'incitations à l'investissement à long terme. Ainsi, plus que 300 millions de permis de réserve de SCEQE pour les nouveaux entrants seront rendus disponibles afin de stimuler la construction et l'opération de douze projets commerciaux démonstratifs pour capturer et stocker le CO₂, ainsi que pour les technologies innovatrices de démonstration des énergies renouvelables.

L'efficacité énergétique

Afin de tenir l'engagement - non contraignant - de l'UE, à savoir 20 % d'efficacité énergétique d'ici 2020, le paquet "efficacité énergétique" propose de nouveaux objectifs, qui sont actuellement en cours d'examen au Parlement européen, notamment dans les domaines du bâtiment et des produits de grande consommation. En avril 2009, les députés européens ont voté un projet de refonte de la directive 2002/91/CE du 16 décembre 2002 sur la performance énergétique des bâtiments. La principale modification apportée porte sur les bâtiments construits après le 31 décembre 2018, qui devront être des bâtiments « zéro énergie » (bâtiments dont « la consommation d'énergie primaire est inférieure ou égale à leur production propre d'énergie », grâce à « leur très haute efficacité énergétique »). La rénovation des bâtiments existants (travaux couvrant plus de 25 % de la surface d'un bâtiment ou représentant un coût supérieur à 20 % de la valeur du bâtiment) est prévue par la directive. Les mesures stipulées dans la directive devraient diminuer la consommation totale d'énergie de 5 ou 6 % d'ici à 2020, ainsi réduisant de 5 % les émissions de GES.

L'accord atteint sur le paquet climat énergie devrait faciliter la conversion de l'économie européenne vers une trajectoire moins intensive en carbone en augmentant en même temps la sécurité énergétique. Ce paquet présente également une contribution importante pour un accord international ambitieux qui pourrait être atteint fin 2009 lors du sommet de l'ONU sur le climat à Copenhague.

Etant donné que l'objet du chapitre est d'examiner les impacts de l'augmentation de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) sur les structures de production d'électricité et sur le fonctionnement du SCEQE, la section suivante examine les principaux instruments de soutien existants dans ce domaine

¹ Une des raisons potentielles pour ce non-fonctionnement est la différence dans les Etats membres entre les niveaux de soutien pour les énergies renouvelables qui influencent les bénéfices locaux des pays (cf. Ragwitz et al., 2009).

du point de vue de l'incitation à l'investissement qu'ils fournissent. Elle évalue leur efficacité et leur efficience économique.

1.2 Les principaux instruments de la promotion de l'électricité d'origine renouvelable

Les politiques de promotion des énergies renouvelables ont été lancées au cours de la première moitié des années 1990 pour répondre à l'objectif de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES), en parallèle avec les politiques d'efficacité énergétique. Les deux outils principaux de promotion ont été les tarifs d'achat garantis et les systèmes d'enchères pour l'obtention de contrats à prix garantis (Finon, 2004 ; Finon et Menanteau, 2003). La directive européenne 2001/77/EC, qui vise une augmentation des énergies renouvelables à hauteur de 22 % de la production électrique totale en 2010, est intervenue dans un contexte de réformes et de libéralisation des industries électriques européennes ; elle a suscité des débats intenses sur l'efficacité des instruments de promotion de l'électricité d'origine renouvelable et sur leur mode de financement. Les deux dispositifs anciens ont été critiqués en référence au modèle concurrentiel pour leur coût et leur manque d'incitation. Il a été donc proposé d'introduire un système de quotas associé à un mécanisme d'échanges, qui serait plus approprié aux conditions du marché, et qui inciterait à la minimisation des coûts. Ainsi, l'adoption d'un tel dispositif à l'échelle européenne permettrait de limiter le coût de réalisation de l'objectif par le développement prioritaire des gisements de l'électricité verte les moins coûteux. Le Tableau 14 expose les caractéristiques générales des instruments de promotion utilisés dans les Etats membres.

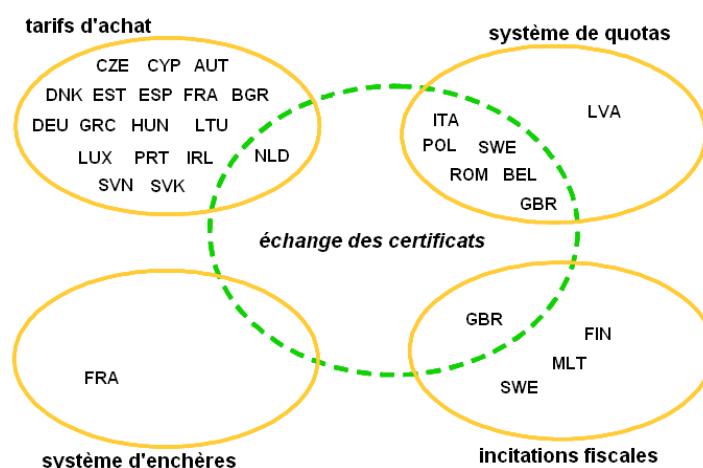
Tableau 14 : La présentation générale des systèmes de promotion de l'électricité d'origine renouvelable

Nom	Caractéristiques générales
Les tarifs d'achat garantis	La rémunération est payée pour chaque kWh fourni au réseau. La quantité est fixée pour une période de temps plus longue.
Le système de quotas d'EOR	Les participants du marché (e.g. les fournisseurs, les distributeurs) sont obligés d'avoir une certaine part d'énergies renouvelables dans leurs ventes, la production. Le système est articulé à un mécanisme de flexibilité, les certificats verts échangeables.
Les enchères concurrentielles	Le gouvernement met aux enchères une certaine quantité d'énergies renouvelables afin d'attribuer des contrats de long terme à prix garanti. Chaque producteur retenu se voit attribuer le prix d'enchère figurant dans sa proposition (<i>pays as bid</i>).
Les incitations fiscales	Le coût de capital est financé partiellement ou complètement par le gouvernement.

Source : d'après Meyer, 2003

Actuellement, les systèmes de quotas d'électricité d'origine renouvelable (EOR) et surtout les tarifs d'achat garantis sont les instruments de promotion les plus populaires parmi les pays européens comme le montre le Graphique 23.

Graphique 23 : Les instruments de promotion de l'EOR dans les Etats membres¹



Abréviations :: AUT - Autriche, BEL - Belgique, BGR - Bulgarie, CYP - Chypre, CZE - République tchèque, DEU - Allemagne, DNK - Danemark, ESP - Espagne, EST - Estonie, FIN - Finlande, FRA - France, GBR - Royaume-Uni, GRC - Grèce, HUN - Hongrie, IRL - Irlande, ITA - Italie, LTU - Lituanie, LUX - Luxembourg, LVA - Lettonie, MLT - Malte, NLD - Pays-Bas, POL - Pologne, PRT - Portugal, ROM - Roumanie, SVK - Slovaquie, SVN - Slovénie, SWE - Suède.

Source : d'après OPTRES, 2006

Les sections suivantes 1.2.1 et 1.2.2 examinent donc les incitations à l'investissement que fournissent ces deux instruments pour augmenter la capacité de l'électricité verte d'origine renouvelable (EOR).

1.2.1 Les tarifs d'achat garantis

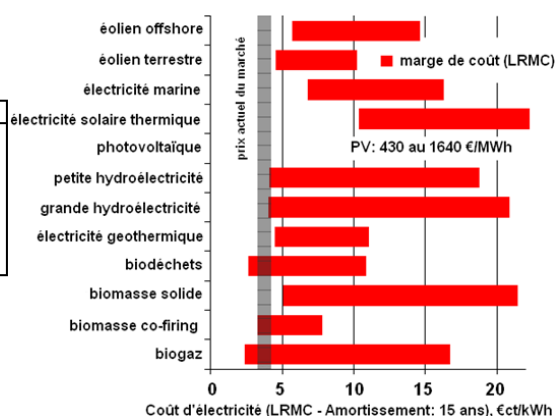
Dans le système de tarifs d'achat, les producteurs reçoivent une rémunération fixe pour chaque kWh fourni au réseau d'électricité pendant une certaine durée (10 ans au moins, 15 ans en France et en Allemagne par exemple) et les distributeurs-revendeurs ont une obligation d'achat de l'électricité verte produite. La rémunération peut différer selon le type, l'âge et la localisation (et d'autres facteurs) des différentes installations (Mendonca, 2007). Ces systèmes de promotion sont adoptés dans la majorité des Etats membres, dix neuf au total. Cependant, leurs architectures réelles et les rémunérations présentent des différences importantes (cf. OPTRES, 2007) (cf. Tableau 15)².

¹ Pour les détails sur la mise en place des instruments dans les Etats membre, cf. OPTRES (2007).

² La discussion détaillée sur le fonctionnement de la politique des tarifs d'achat dans les différents pays européens est au-delà des objectifs de cette section. Pour une vue d'ensemble exhaustive, cf. Del Rio et Gual (2004), OPTRES (2007).

Tableau 15 : Les tarifs d'achat dans certains pays européens comparés au coût total de production, ct€/kWh¹

	Eolien	PV	Hydraulique	Biogaz
Autriche (2007)	7.6	46.0		17.0
Republique Tchèque (2006)	8.6	46.3	8.2	7.7
France (2008)	8.2	55.7	5.5	11.0
Allemagne (2008)	8.0	46.8	7.4	10.8
Italie (2007)		55.0		
Portugal (2005)	7.9		8.2	
Espagne (2007)	7.6	45.5		13.5



Source : d'après Gipe, 2008 ; OPTRES, 2007

Habituellement, les tarifs sont fondés sur le coût moyen total de production de chaque filière renouvelable (en incluant donc le coût de capital) et excèdent le plus souvent les prix de gros de l'électricité fixés par le coût marginal de production à court terme (Mendonca, 2007). Par conséquent, ces tarifs offrent des incitations importantes aux producteurs potentiels pour investir dans l'électricité verte.

La combinaison de l'obligation d'achat et du prix garanti pour une période longue de temps constitue le cadre idéal pour un producteur-investisseur à la recherche d'un *cash-flow* garanti auprès des banques (de Jager et Rathmann, 2008). Ce dispositif minimise le coût de transaction et limite donc les risques pour les investisseurs (Finon, 2006). Le risque principal pour l'investisseur est lié à la crédibilité de l'engagement politique sur la durée : les prix garantis pouvant être modifiés ou le dispositif remplacé par un autre par un décret. En effet, en analysant les tarifs d'achat en Allemagne, Agnolucci (2006) remarque que les phases de ralentissement dans l'augmentation des capacités de l'électricité verte apparaissent durant les périodes de révision des taux des tarifs en 1997/1998 et en 2003.

Les incitations fournies par les tarifs d'achat

Nous avons indiqué que la configuration des tarifs d'achat est très favorable aux conditions de financement : elle garantit le *cash flow* net des projets, ce qui compense les divers risques de coûts de préparation, de la performance technologique et des variations annuelles dans la production, qui apparaissent dans le cas des éoliennes, des micro-centrales hydrauliques ou des unités de biomasse (Finon, 2006).

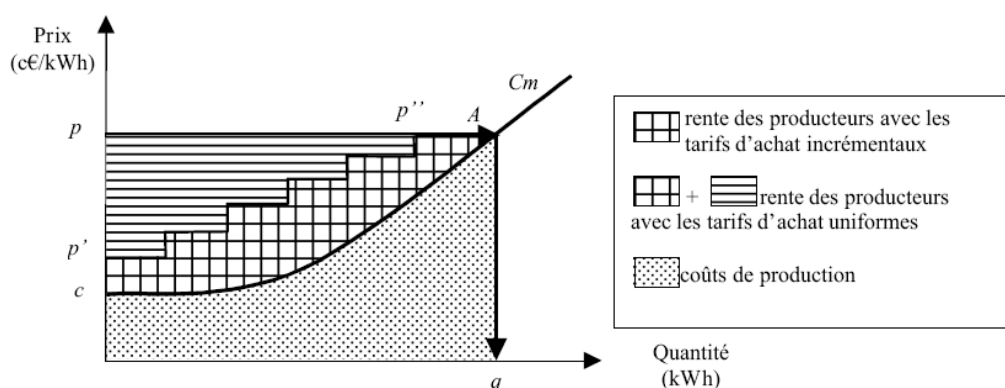
Les critiques à l'encontre des tarifs d'achat affirment cependant qu'une rémunération « correcte » est difficile à identifier et qu'il existe donc un risque de soutien trop ou pas suffisamment important. Le régulateur peut sous-estimer les coûts en développant des unités successives et fixer

¹ Pour plus de détails, voir les feuilles spécifiques des pays dans Gipe (2008).

un prix trop bas, ou à l'inverse il peut surestimer la courbe de coût marginal et fixer le prix à un niveau trop élevé, entraînant une création trop importante d'installations. C'est ce dernier cas que l'on observe le plus souvent dans les pays ayant adopté les tarifs d'achat¹ (Mendonca, 2007). Comme il s'agit ici d'une subvention financée indirectement par les consommateurs, elle est alors critiquée comme étant une rente excessive versée aux producteurs-investisseurs.

Ainsi, des rentes abusives peuvent provenir de tarifs qui ne baissent pas en proportion des baisses de coût dues aux effets d'apprentissage technologique (cf. Graphique 24). Cette situation a créé un vrai problème d'acceptabilité politique et réglementaire du dispositif et suscité l'introduction de tarifs doublement adaptables pour tenir compte des différences de qualité des ressources accessibles (décroissance des tarifs en fonction du potentiel éolien par exemple), et pour tenir compte du progrès technique (tarifs dégressifs dans le temps pour la même unité après la période d'amortissement de l'installation, ou baisse programmée des tarifs pour les nouvelles unités) (Finon, 2004). Ces raffinements ont été introduits d'abord dans les tarifs allemands de 2000, dans les tarifs français de 2001 inspirés des précédents, et dans les tarifs portugais de 2001. Cependant, l'introduction de la dégressivité des tarifs d'achat de l'électricité verte doit être prudente : elle ne doit être ni trop forte ni trop rapide pour que le système incitatif ne perde pas de son intérêt (Percebois, 2004).

Graphique 24 : La réduction de la rente des producteurs avec l'adoption des tarifs flexibles



Source : d'après Lamy, 2004

Les controverses théoriques existent quant aux incitations dynamiques fournies par les tarifs d'achat². Pour certains auteurs (*i.e.* Sijm, 2002), l'incitation à l'innovation reste assez faible puisque les tarifs d'achat ne sont pas basés sur la compétition directe parmi les producteurs de l'électricité verte, et entre les producteurs de l'électricité verte et les producteurs conventionnels. Les autres auteurs contestent cependant ces affirmations et assurent que les tarifs d'achat peuvent être considérés comme efficaces d'un point de vue dynamique puisque la rente des producteurs-

¹ Le coût de la politique de soutien à l'EOR a été chiffré à 200 M€ en 1998 en Allemagne. Cette estimation pour l'année 2002, reportée par Jacobsson et Lauber (2006) croît jusqu'au 1,45 milliards €. Pour l'année 2005, la compagnie d'énergie allemand EoN fournit des estimations de coût de 3,4 milliards €. En Espagne, le coût de la politique de soutien à l'EOR est chiffré à 18,5 milliards € pour les 25 prochaines années (Bozonnet, 2009)

² L'efficacité dynamique tient compte des gains liés aux progrès continus des technologies de l'électricité verte.

investisseurs incite le développement de l'électricité verte, ce qui induit un effet d'apprentissage (Menanteau et al., 2003 ; Finon, 2006).

En effet, comme le changement technologique réduit les coûts de production et comme, avec les tarifs d'achat, les producteurs gardent le surplus créé par le changement technologique (contrairement aux autres instruments de promotion où un tel surplus est partagé entre le producteur, le consommateur ou le contribuable), les tarifs d'achat offrent donc plus d'incitations à l'innovation (Menanteau et al., 2003). Une rente relativement plus importante pour les producteurs non marginaux de l'électricité verte peut donc être utilisée pour financer l'innovation. En plus, comme les tarifs d'achat sont considérés comme étant efficaces (cf. section 1.3.1), il est probable que les effets d'apprentissage seront plus importants en raison d'une production cumulative importante et donc des améliorations et des réductions de coûts de l'électricité d'origine renouvelable.

Huber et al., (2004) soulignent également que les constructeurs de technologies moins matures bénéficient de la promotion de technologies plus coûteuses, ce qui peut être mis en œuvre de façon plus efficiente au travers des tarifs d'achat spécifiques aux technologies. Avec le système de quotas d'EOR, les constructeurs sont encouragés à produire des composants au moindre coût. A plus long terme, cela peut résulter en des coûts de production plus élevés puisque les technologies actuellement plus onéreuses ne seront pas développées¹ (cf. section 2.3.1 également). Les tarifs d'achat facilitent également le développement des composants de haute qualité puisque l'objectif de l'investisseur est de minimiser les coûts de production et de maximiser les revenus provenant des tarifs d'achat pendant toute la période, ce qui induit un développement plus équilibré de l'EOR dans le temps.

Cependant, selon Finon (2009) les incitations peuvent s'avérer très coûteuses si les technologies n'ont pas encore atteint un niveau pré-commercial. En effet, quand on choisit les tarifs d'achat, on fait le pari que des effets d'apprentissage consécutifs au développement des capacités installées feront baisser les coûts unitaires. Le pari peut devenir très coûteux si l'on se trompe sur la pente de cette courbe d'apprentissage et si l'on confond les effets de la R&D, les effets d'apprentissage et les effets de production en taille industrielle. D. Finon prend l'exemple de la promotion des cellules PV en France pour lesquelles les tarifs d'achat sont quatre à cinq fois plus élevés que ceux de l'éolien. En plus, ces tarifs sont garantis de façon non décroissante sur les vingt ans de l'engagement. L'auteur estime que le coût total cumulé de la politique des tarifs d'achat pour promouvoir les cellules PV sur 2010-2020 sera de 12,3 milliards contre 680 millions € d'aides en faveur de l'éolien, dont la production serait sept fois plus importante en 2020². Du fait que l'avenir reste encore ouvert pour l'amélioration des cellules PV (entre les filières améliorées au silicium

¹ La promotion des technologies pour le moment plus onéreuses peut faciliter la réduction du coût de production à plus long terme puisque le coût peut décroître en raison de l'apprentissage technologique et de progrès technologique (l'apprentissage dans la manufacture, l'apprentissage dans l'utilisation, les économies d'échelle).

² Avec les hypothèses des aides de 15 €/MWh (le tarif d'achat de 85 €/MWh moins 70 €/MWh le prix moyen du marché de gros) pour l'éolien, au lieu de 310 €/MWh pour le PV (le tarif d'achat de 380 €/MWh en moyenne moins 70 €/MWh pour le prix de gros).

cristallin et les filières couches minces), D. Finon suggère d'accroître plutôt les budgets de R&D amont et de démonstration industrielle pour favoriser la consolidation de nouvelles filières.

Pour résumer la politique des tarifs d'achat, on pourrait indiquer que ce type de promotion est tout à fait adapté à des techniques proches de la maturité commerciale en leur garantissant un signal stable et proche des prix de gros du marché électrique. Dans ce cas le système de promotion représente un coût limité pour la collectivité, diminue le risque pour les investisseurs et encourage le déploiement de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) en garantissant le revenu stable au coût initial élevé des investissements (de Jager et Rathmann, 2008).

Il faut cependant remarquer que les tarifs d'achat sont fréquemment critiqués pour le manque de compatibilité avec la création d'un marché unique de l'électricité en Europe puisqu'ils sont considérés comme ayant un effet de distorsion sur la tarification concurrentielle entre les producteurs d'EOR, en particulier quand les producteurs étrangers ne sont pas éligibles pour les tarifs d'achat nationaux (Sijm, 2002 ; Wiser et al., 2002). Van Dijk et al., (2003) indiquent qu'avec la politique des tarifs d'achat, les acteurs du marché ne se préparent pas à la concurrence sur le marché libre (avec la fixation des prix sur les marchés *spot*). Or, certaines mesures ont été prises par quelques Etats membres, comme le lien au prix *spot*, afin de mieux articuler la politique des tarifs d'achat aux évolutions des marchés. Par exemple, depuis 2008 les opérateurs des éoliennes en Espagne peuvent opter pour « l'option marché », c'est-à-dire choisir le paiement incitatif de 3 ct€/kWh qui est lié au prix de l'électricité, au lieu de choisir le prix fixe d'achat d'électricité renouvelable. Le prix de l'électricité combiné avec le paiement incitatif est cependant plafonné à 8,7 ct€/kWh, ce qui signifie que lorsque le prix de gros dépasse 5,7 ct€/kWh l'incitation diminue et si le prix de l'électricité dépasse 8,7 ct€/kWh, l'incitation disparaît (McGovern, 2009)¹.

1.2.2 Les systèmes de quota

Dans le système de quota, certains acteurs du marché – *e.g.* producteurs, fournisseurs, consommateurs – ont un quota, ce qui signifie qu'ils sont obligés d'assurer une partie produite ou vendue d'électricité d'origine renouvelable (EOR). Afin d'être en conformité avec le quota, il est possible d'utiliser les certificats verts, prouvant ainsi l'origine de l'électricité renouvelable². Les certificats sont « produits » et vendus par les producteurs, alors que l'électricité est fournie directement au réseau. L'architecture des systèmes de quotas d'EOR présente des degrés de liberté. Par exemple, on doit définir si le quota s'applique aux producteurs ou aux consommateurs. Cette décision a des conséquences sur la question de savoir si on peut compter ou non la production étrangère dans le quota national. On doit également prendre en considération la possibilité d'épargner (*banking*) des certificats pour la prochaine période de mise en conformité ou encore la possibilité d'emprunter (*borrowing*) les futurs certificats pour être en conformité dans la période présente. Les

¹ Les options pour les provisions similaires existent également en République Tchèque, Danemark, Estonie, Pays-Bas et Slovaquie (cf. OPTRES, 2007).

² Le système européen des certificats est déjà disponible dans l'UE.

deux méthodes peuvent contribuer à diminuer la volatilité du prix du certificat vert sur le marché (cf. section 4.2.1 du Chapitre II). Ensuite il est nécessaire de se mettre d'accord sur la pénalité au cas où les participants ne réalisent pas leurs quotas¹. (cf. le Tableau 16 pour les caractéristiques principales des systèmes européens).

Tableau 16 : Les caractéristiques principales des systèmes de quotas d'EOR en Europe

	Année initiale	Quota	Opérateurs mandatés	Pénalité
Belgique (Flandres)	2002	5% (2010)	Fournisseurs	12.5
Belgique (Wallonie)	2003	8% (2010)	Fournisseurs	10
Italie	2003	2% (par an)	Producteurs et importateurs	8.42 (le prix de l'année précédente comme référence)
Suede	2003	16.9% (2010)	Consommateurs	150% de prix moyen de CV de l'année précédente
Royaume Uni	2003	15.4% (2015-16)	Fournisseurs	4.5
Pologne	2005	7.5% (2010)	Fournisseurs	≅ 6
Romanie	2005	4.3% (2010)	Fournisseurs	basé sur le prix de CV sur le marché de l'année de non-conformité

Source : d'après Bertoldi et Rezessy, 2006

Le modèle de quota, à la différence des tarifs d'achat, utilise la méthode de fixation des quantités et laisse au marché la formation des prix. Bien qu'en théorie les deux approches puissent conduire aux mêmes résultats, les défenseurs des systèmes de quotas affirment que la tâche du régulateur est de définir les objectifs environnementaux, c'est-à-dire de fixer la quantité d'électricité d'origine renouvelable plutôt que le prix correspondant. Ainsi, ils s'attendent à une concurrence accrue entre les producteurs et à un emploi plus efficient des soutiens (Tirole, 2009). De plus, contrairement aux tarifs d'achat, le système de quotas d'EOR est plus compatible avec le régime concurrentiel, pour deux raisons (Finon, 2004). Premièrement, le quota national d'EOR est réparti de façon équitable entre tous les acteurs en concurrence. Il n'est donc plus nécessaire de prévoir un mécanisme de financement spécifique pour les compenser du coût du respect de leur obligation. Deuxièmement, le dispositif s'inscrit parfaitement dans celui du marché électrique. Comme la production renouvelable est valorisée deux fois : (i) par la vente d'électricité verte au prix du marché et (ii) par la vente des certificats par les producteurs aux opérateurs mandatés, cette vente des certificats agit comme une prime à la production d'électricité verte dans le respect du jeu concurrentiel entre participants au marché électrique. Ainsi donc, le mécanisme de soutien est connecté à l'évolution des prix de l'électricité (cf. Graphique 28 pour la formation du prix du certificat vert).

En théorie, le système de quotas d'EOR présente également plusieurs avantages en termes d'efficacité économique (Percebois, 2004). En effet, le dispositif fournit une incitation à la baisse des coûts par la pression de la compétition des opérateurs mandatés soumis aux quotas d'EOR. Le dispositif permet donc de limiter les rentes versées aux producteurs-investisseurs. En effet, l'échange des certificats verts joue dans le sens de l'efficacité économique en incitant à utiliser les technologies les plus performantes et les moins coûteuses (Del Rio et Gual, 2004). C'est la raison pour laquelle un

¹ La description détaillée des aspects à considérer dans un système de quota de l'EOR peut être trouvée dans Morthost (2000).

système de quotas d'EOR européen prendrait tout son sens économique à l'échelle communautaire pour réaliser les objectifs futurs. La mise en place d'un tel système permettrait une allocation optimale des efforts, et les ressources à moindre coût seraient utilisées, limitant ainsi le coût global de réalisation des objectifs européens¹. La faiblesse principale du système est que les options à moindre coût favorisées par le système de quotas d'EOR peuvent retarder l'arrivée des options à coût plus élevé (mais plus prometteuses à long terme) (REALM, 1999 ; Schaeffer et al., 1999), problème qui ne peut être limité qu'en introduisant des quotas différents selon les technologies (cf. section 2.3.1).

Les incitations fournies par les systèmes de quotas

Il existe une autre différence fondamentale entre les tarifs d'achat et les systèmes de quotas d'EOR, outre celle du mécanisme *via* les prix ou les quantités. Il s'agit de la composition des rentes, qui peuvent influencer les incitations. Alors que dans le système des tarifs d'achat le producteur perçoit la rémunération fixée pour l'électricité, sous le système de quota le producteur obtient deux types de revenus : le revenu de la vente directe d'électricité sur le réseau et le revenu qui provient de la vente des certificats verts.

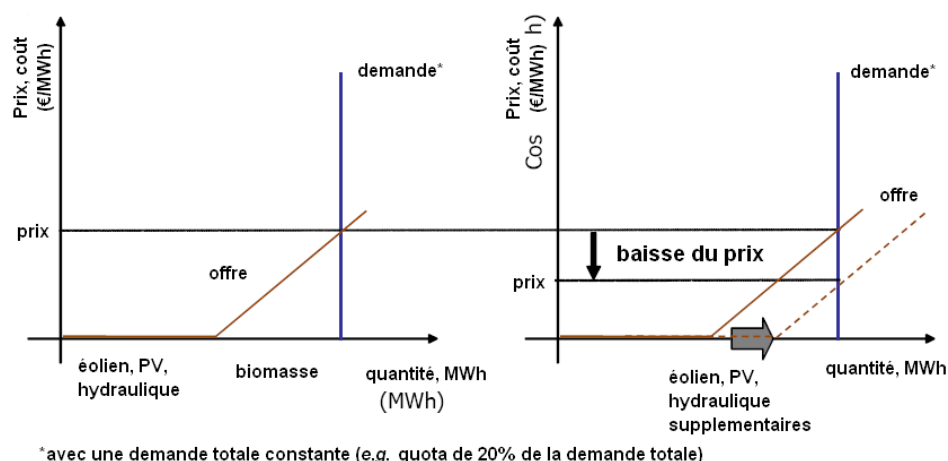
Or, comme illustré dans le Graphique 29, les quantités croissantes d'électricité d'origine renouvelable sur le marché de gros peuvent diminuer le prix de l'électricité en raison de leur coût marginal de production à court terme (CMCT) quasi nul (Sensfuss et al., 2008 ; Morthorst, 2007). Le prix de gros peut être très bas pendant les périodes où la part de l'énergie éolienne sur le réseau est importante, et dans le cas extrême les prix peuvent chuter jusqu'à zéro (Bode et Groscurth, 2008). Par conséquent, les incitations à investir dans des unités renouvelables supplémentaires peuvent diminuer d'une façon importante. Dans le cas où, les coûts totaux de production (y compris le coût de capital) des capacités de l'EOR sont supérieurs au prix de l'électricité espéré, l'investisseur potentiel ne peut compter que sur les revenus de la vente des certificats sur le marché, ce qui est risqué en raison de la volatilité des prix du certificat vert, comme nous l'expliquons ci-dessous.

Si l'on suppose une concurrence parfaite et si l'on sépare le marché des certificats du marché électrique comme proposé par Bode et Groscurth (2008), l'offre sur un tel marché est donc basée sur les coûts marginaux de production, ce qui signifie que les coûts marginaux de production de certificat vert sont égaux aux coûts marginaux de la production à court terme². Dans ce cas, les installations qui fixent le prix du certificat vert sont celles de la biomasse puisque le coût marginal de production à court terme de l'éolien, du photovoltaïque ou encore de l'hydraulique sont quasi nuls (cf. Graphique 25). Le prix sur le marché des certificats se forme sur la base de la demande et de l'offre espérées. Donc, si la production d'électricité par exemple éolienne augmente, on s'attend à ce que le prix du certificat vert suive une tendance à la baisse.

¹ Cependant, sans connaissance de la courbe de coût marginal de production de l'EOR et de la courbe de dommage, l'instrument de quota peut s'avérer également cher pour la collectivité si le régulateur se trompe en choisissant l'objectif.

² Il faut remarquer qu'en réalité les deux marchés, de certificats et de l'électricité sont étroitement liés.

Graphique 25 : L'effet de l'offre accrue d'électricité d'éolien sur le prix du certificat vert avec le quota constant



Source : d'après Bode et Groscurth, 2008

L'analyse d'un marché séparé des certificats verts indique que l'introduction des différents quotas pour différentes technologies dont les coûts marginaux sont quasi nuls n'est pas intéressante du point de vue de l'investisseur. Avec le manque de certificats dans de tels sous-marchés, les producteurs mandatés seraient obligés de payer une amende. Dans le cas où l'offre de certificats est supérieure à la demande, le prix d'équilibre est zéro. Dans ce cas, aucun revenu ne serait réalisé sur le marché des certificats, ce qui diminuerait d'une façon importante les incitations d'investissements dans des technologies plus coûteuses comme le photovoltaïque. Dans le cas où l'offre de certificats serait inférieure à la demande, le prix d'équilibre changerait de façon aléatoire et se situerait entre zéro et la pénalité.

Cependant, on fait souvent l'hypothèse que dans les systèmes de quotas d'EOR le quota facilite une demande stable de certificats, c'est-à-dire que les prix des certificats verts se forment de façon à ce que les opérateurs respectifs obtiennent des revenus, ce qui avec les revenus de la vente d'électricité représente un investissement rentable. Néanmoins, Bode et Groscurth (2008) soulignent que l'offre sur les marchés concurrentiels n'est pas basée sur les revenus espérés ou désirés, mais sur les coûts marginaux de production. Donc, comme l'électricité et le certificat vert sont liés dans le système de quotas d'EOR, l'électricité joue un rôle dominant puisque le certificat n'est produit que si l'offre du producteur est acceptée sur le marché électrique, c'est-à-dire si son coût marginal de production est inférieur au prix d'équilibre. Le coût marginal de production du certificat est donc zéro – indépendamment de la technologie de production. Puisque tous les producteurs d'EOR placent leurs offres avec des coûts marginaux égaux à zéro, l'équilibre n'est pas clair. Dans le cas où l'offre est supérieure à la demande, le prix est zéro. Dans le cas contraire, le prix peut varier entre zéro et l'amende pour non-conformité.

L'évaluation des revenus (sur le marché de gros et sur le marché des certificats) dans le système de quotas d'EOR révèle donc les difficultés inhérentes du système de quotas pour les investisseurs. En effet, les incitations à l'investissement ne restent importantes que si le coût total de production de l'EOR est inférieur au prix de l'électricité et si l'investisseur potentiel ne compte pas

d'une façon importante sur les revenus de la vente des certificats sur le marché. Sinon, l'investisseur prend des risques importants sur ses revenus espérés en raison de la formation aléatoire des prix du certificat vert sur le marché.

Pour les producteurs, le risque d'investir dans les unités d'EOR est donc plus élevé que dans le cas des tarifs d'achat¹. L'incertitude concernant le prix de l'électricité rejoint celle sur le prix du certificat vert, ce qui compromet légalement la sécurité contractuelle entre les investisseurs dans l'EOR et leurs prêteurs pour assurer le financement et la rentabilité de leurs investissements, qui existe dans le système des tarifs d'achat² (Finon, 2004 ; de Jager et Rathmann, 2008). Dans les faits, les opérateurs mandatés peuvent chercher à développer eux-mêmes des équipements de production d'électricité verte *via* une filiale spécialisée, ou à passer des contrats de long terme à prix stable avec des fournisseurs d'électricité verte pour se protéger des fluctuations des prix des certificats et de l'électricité. Dans cette logique de réduction du risque par l'intégration verticale ou le passage de contrats de long terme à prix fixes, le marché des certificats verts peut s'avérer étroit, peu liquide et soumis à une forte volatilité.

Ainsi, Menanteau et Finon (2004) font remarquer que le système de quotas d'EOR est plus faible en termes d'efficacité dynamique que les tarifs d'achat puisque le progrès technologique réduit d'une manière importante la rente allouée aux producteurs (cf. Menanteau et al., 2003 également). De plus, la concurrence entre les producteurs par les offres compétitives les force à adopter les technologies les plus efficaces. Cependant, comme cela limite leurs marges de profit en éliminant ou limitant leurs rentes provenant du progrès technologique, il est difficile d'initier le processus d'innovation et d'investissement en R&D. La logique de la concurrence décentralisée sur le marché des certificats ne permet pas aux producteurs/constructeurs d'envisager de grandes perspectives de profits tirés des innovations. Dans tous les cas, ils limitent leurs stratégies de réduction de coûts au choix d'une meilleure technologie disponible. Ceci signifie qu'il est nécessaire d'utiliser des mesures complémentaires comme les tarifs d'achat, le crédit d'impôt ou la R&D publique pour les technologies émergentes dont le coût d'apprentissage doit être compensé.

Pour conclure sur le système de quotas d'EOR, il faut tout de même remarquer que ce système peut fournir une très bonne opportunité de répartir l'objectif global entre les différentes technologies et d'organiser le déploiement des énergies renouvelables à l'échelle de plusieurs pays de la façon la plus efficace. Cependant, l'expérience de ces systèmes reste limitée, comme on le verra dans la section 1.3, et des incertitudes persistent concernant le fonctionnement du marché et la création d'un cadre plus stable pour les investisseurs. Le risque principal reste la volatilité du prix du certificat vert et son effet négatif pour les investisseurs, qui se produisent quand le marché est limité et manque de liquidité en raison du petit nombre de participants (Morthorst, 2000). Ainsi, la priorité à la minimisation

¹ Au Royaume-Uni, la majorité des investissements sont effectués par les filiales des cinq grands fournisseurs et seule une petite partie est faite par les indépendants protégés par les contrats à long terme avec une durée minimale contractuelle de treize ans.

² Ainsi, le système de quotas d'EOR nécessite des coûts administratifs très élevés : pour certifier les producteurs d'EOR, enregistrer les échanges, pour la comptabilité et l'audit avec les pénalités imposées dans cas de non-conformité.

des coûts dans ce système peut conduire à une distribution géographiquement restreinte, un développement et une variété technologiques limités, des investissements faibles ou absents en R&D, et par conséquent une dépendance potentielle envers les constructeurs étrangers d'équipements (Lauber, 2004).

1.2.3 L'intermittence dans la production

Avant de passer à l'évaluation dans la section 1.3 des deux instruments de promotion discutés ci-dessus, nous faisons remarquer que les autres aspects, tels que la possibilité de se connecter au réseau et la façon dont sont distribués les coûts de stabilité du système électrique, peuvent également influencer les incitations à l'investissement. Pour les technologies distribuées, la connexion au réseau peut représenter une part importante des coûts d'investissement (cf. De Sepibus, 2009) et, pour les technologies intermittentes, une part importante des coûts opérationnels peut être liée aux coûts permettant la stabilité du système électrique, c'est à dire la capacité supplémentaire de réserve. Par conséquent il est important, avant de choisir un instrument de promotion, de trouver des solutions à ces éléments afin qu'ils n'entravent pas le déploiement de l'EOR. Les incitations liées aux coûts de l'intermittence en parallèle avec l'instrument de promotion sont abordées ensuite.

Les « coûts d'intermittence » se produisent si les opérateurs du système électrique doivent prévoir un approvisionnement supplémentaire pour équilibrer le système (les coûts d'équilibrage) et/ou si les technologies intermittentes ont une incidence sur la capacité du système à passer les pointes de demande (les coûts pour assurer la fiabilité du système) (Skea et al., 2008). Si la contribution de la nouvelle technologie introduite s'avère peu fiable en cas de pointe de la demande, une capacité supplémentaire est alors nécessaire pour conserver la marge, et son coût est imposé au reste du système. Les facteurs principaux qui influencent ces coûts sont (i) la nature de la ressource environnementale dont dépend la production (e.g. le régime de vent dominant), (ii) la capacité installée des énergies renouvelables et leur dispersion géographique, (iii) la nature physique de l'infrastructure de transmission et de distribution d'électricité, et (iv) les pratiques réglementaires et de fonctionnement liées au système (cf. Gross et al., 2006 également).

Gross et al., (2006) proposent une estimation plus précise des surcoûts de l'intermittence applicables dans le réseau électrique britannique (cf. Tableau 17). Leur analyse montre que les coûts nécessaires pour maintenir la fiabilité du système constituent la part plus importante des « coûts d'intermittence ». Cependant, les coûts d'équilibrage ne sont pas négligeables et on estime que les coûts totaux d'intermittence se situent dans une marge de 5 à 8 £/MWh (5,4 à 8,6 €/MWh) pour le système britannique, avec 20 % au maximum de source intermittente dispersée géographiquement telle que l'éolien. En comparaison, les coûts de production de l'éolien varient de 30 à 55 £/MWh (32,3 à 59,2 €/MWh) au Royaume-Uni.

Tableau 17 : Les coûts totaux de l'intermittence dans le système électrique britannique avec 20 % de production intermittente

	Marge des coûts
Coûts d'équilibre de système	2–3 £/MWh (2,2 – 3,3 €/MWh)
Coûts de la capacité nécessaire afin d'assurer la fiabilité de système	3–5 £/MWh (3,3 – 5,5 €/MWh)
Coûts totaux de l'intermittence	5–8 £/MWh (5,5 – 8,8 €/MWh)

Gros et al., (2006) font remarquer cependant que la contribution potentielle des renouvelables intermittentes à la fiabilité du système varie d'une façon importante selon les sources d'énergie utilisées et les régions dans le monde. Les résultats d'un système électrique ne peuvent de ce fait pas simplement être extrapolés à d'autres systèmes (cf. également Holttinen, 2004 ; Bartels et al., 2006 pour les autres exemples). Cependant, plusieurs études s'accordent sur le fait que les surcoûts de l'intégration des sources intermittentes dans le système électrique restent faibles tant que leur contribution à la pointe demeure en deçà d'un certain seuil, que l'on estime entre 5 et 10 % (Menanteau et Finon, 2004 ; International Energy Agency, 2007).

Ainsi, il ne faut pas oublier les deux grands aspects suivants à propos des coûts de l'intermittence : (1) l'importance de la prévision de production à partir des sources renouvelables, car plus la prévision est solide, plus on peut dépendre des énergies renouvelables¹ ; (ii) la durée de la clôture du marché (« *gate closure* »)². Sur la plupart des marchés européens, l'annonce des offres se fait 12 à 36 heures avant l'heure opérationnelle (e.g. NordPool, EEX, OMEL, Powernext), ce qui est relativement long pour des technologies comme l'éolien. Plus la clôture du marché est proche de l'heure opérationnelle, plus la production à partir des technologies intermittentes s'avère facile.

Les coûts d'intermittence et les instruments de promotion de l'EOR

Dans la plupart des cas, les systèmes de tarifs d'achat vont de pair avec une injection prioritaire de la production intermittente sur le réseau (Fouquet et Johansson, 2008). Cela conduit à reporter sur l'acheteur (normalement le TSO, opérateur de réseau) les surcoûts de l'ajustement, car c'est lui-même et non pas le producteur qui doit compenser l'aléa de la fourniture en temps réel, ce qui constitue une forme d'aide. En revanche, dans le système de quotas d'EOR, les producteurs vendent les kWh produits aux conditions du marché de gros. Comme les autres producteurs, ils assument le coût de l'aléa en devant payer le gestionnaire de réseau qui gère l'équilibrage à partir des offres faites

¹ La partie ouest du Danemark a connu un déséquilibre de 1800 MW en raison des erreurs de prévision de vent pendant la tempête de 2005 (Agersbaek, 2005). Cela représente une variation importante qui peut se produire avec la perte d'unité la plus importante dans la région, et nécessite donc des réserves opérationnelles importantes supplémentaires. Dans cette région, la part manquante peut être gérée avec un coût raisonnable uniquement grâce aux interconnexions importantes avec l'Allemagne, la Norvège et la Suède (2600 MW au total).

² La clôture du marché est un moment où les participants au marché informent l'opérateur de réseau sur leurs positions finales physiques prévues.

sur le sous-marché d'ajustement ; ils doivent le payer selon les règles du marché pour les coûts d'ajustement liés au déficit ou au surplus de production par rapport aux quantités qu'ils ont annoncées avant la clôture du marché quelques heures avant la réalisation effective de la production. Le dispositif du système de quotas d'EOR amplifie donc la difficulté de valorisation de l'EOR à apports aléatoires en reportant le coût de l'intermittence sur le producteur.

Cependant, dans le contexte des marchés libéralisés et avec le système de promotion des tarifs d'achat, il peut se produire que le TSO soit obligé de vendre d'importantes quantités d'électricité verte sur le marché, ce qui peut entraver ou même biaiser la fixation du prix de l'électricité sur le marché et interférer avec les autres acteurs du marché. Quand les énergies renouvelables occupent une place importante dans la consommation nationale, il peut s'avérer important pour les producteurs d'EOR de réagir au prix de l'électricité sur le marché spot afin de faire fonctionner celui-ci d'une façon appropriée (International Energy Agency, 2007). L'intégration de quantités intermittentes importantes d'EOR pourrait être facilitée avec des systèmes de promotion incluant un lien au prix spot comme dans le cas des systèmes de premium au prix de l'électricité (e.g. comme une option pour l'énergie éolienne au Danemark ou en Espagne) et dans les systèmes de quotas d'EOR (e.g. en Suède, au Royaume-Uni). Cela assure également que la rentabilité de l'énergie éolienne fluctue avec le prix de l'électricité en introduisant certaines incitations de base alignées sur l'efficacité globale de l'objectif.

Nous avons vu dans les sections précédentes que la politique des tarifs d'achat forme un système de promotion à faible risque pour les investisseurs et encourage le déploiement de l'électricité d'origine renouvelable en garantissant un revenu stable au coût initial élevé des investissements ainsi que l'injection prioritaire de la production intermittente sur le réseau. En revanche, dans le système de quotas d'EOR, le risque d'investir dans les unités d'EOR est plus élevé en raison de l'incertitude concernant les revenus, à savoir celui de prix de l'électricité et celui du prix du certificat vert, ce qui compromet la sécurité contractuelle entre les investisseurs et leurs prêteurs pour assurer le financement et la rentabilité de leurs investissements. En plus, le système de quotas favorise les options à moindre coût, alors que les tarifs d'achat différencient le soutien entre les technologies, ce qui peut avancer l'arrivée des options à coût plus élevé. L'efficacité et l'efficacité économique des deux instruments sont examinées dans ce qui suit.

1.3 L'évaluation des performances

Dans les Etats membres, les programmes de promotion existent déjà depuis plus de dix ans. La performance des politiques peut être estimée par leurs impacts sur une gamme des paramètres, *i.e.*, la capacité installée, la réduction de coût et de prix, l'apprentissage technologique, les effets industriels tels que la capacité nationale de production et les effets d'emploi associés, et l'acceptabilité public (Sawin, 2006). Cependant, les deux indicateurs fondamentaux fréquemment cités comme mesure de la réussite sont l'impact sur la croissance du marché c'est à dire l'efficacité de la politique, et les coûts associés, c'est-à-dire son efficacité (International Energy Agency, 2008). L'examen des

indicateurs quantitatifs fournit un outil approprié pour évaluer les deux critères. En considérant l'énergie éolienne comme une référence pour analyser l'efficacité et l'efficience des instruments de promotion, cette analyse montre principalement que les tarifs d'achat s'avèrent actuellement plus efficaces et plus efficaces que les systèmes de quotas d'EOR. Ces résultats peuvent être dus aux risques plus importants de l'investissement évoqués dans les sections précédentes, mais également à l'immaturité relative des systèmes de quotas.

1.3.1 La stimulation des capacités

L'efficacité fait référence à la capacité du système de promotion à fournir de l'électricité verte. Le projet européen OPTRES et l'Agence Internationale d'Energie interprètent l'efficacité comme étant le ratio de changement de production normalisée d'électricité (ou le potentiel accompli) pendant une période donnée et le potentiel supplémentaire réalisable jusqu'en 2020 pour une technologie donnée (OPTRES, 2007 ; International Energy Agency, 2008) :

$$E_n^i = \frac{G_n^i - G_{n-1}^i}{ADDPOT_n^i} = \frac{G_n^i - G_{n-1}^i}{POT_{2020}^i - G_{n-1}^i}$$

E_n^i est l'indicateur d'efficacité pour la technologie i d'EOR dans l'année n ;

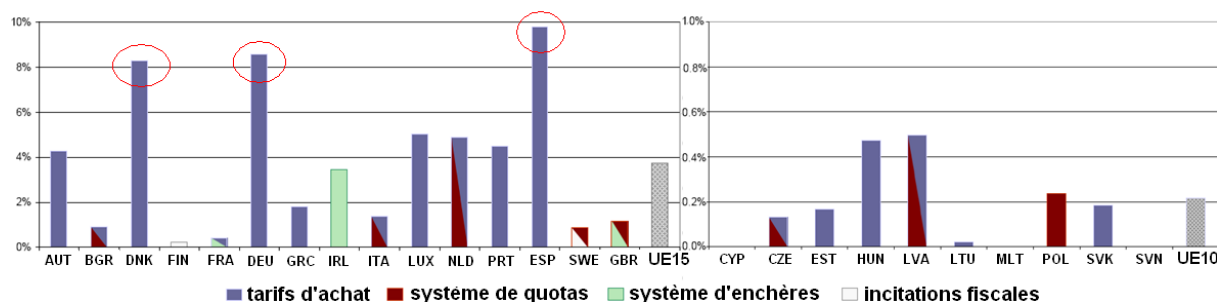
G_n^i la production d'électricité par la technologie i d'EOR dans l'année n ;

$ADDPOT_n^i$ est le potentiel supplémentaire de production permis par la technologie i de l'EOR dans l'année n jusqu'en 2020 ;

POT_{2020}^i est le potentiel total de production permis par la technologie i de l'EOR jusqu'en 2020.

Cette définition de l'efficacité indique le développement de l'électricité d'origine renouvelable par rapport aux potentiels disponibles dans un pays pour chaque technologie. L'approche reste raisonnable puisque les objectifs de l'EOR fixés dans la Directive des énergies renouvelables (2001/77/EC) sont basés principalement sur les potentiels réalisables dans chaque Etat-membre. L'analyse se complique cependant par le fait que des changements importants dans la politique de promotion se sont produits dans certains pays depuis dix ans. Ces changements devraient être pris en compte pour l'analyse de l'efficacité des instruments. Par exemple, jusqu'en 2003 en Suède les énergies renouvelables ont été promues principalement par des incitations financières, alors que depuis cette date un système de quota fonctionne également. En 2002, le Royaume-Uni a changé les enchères concurrentielles en un système de quota comme instrument de promotion, alors que la politique des tarifs d'achat mise en œuvre aux Pays-Bas modifiait le système antérieur des quotas. Ainsi, en 2002, la Belgique a choisi la politique des quotas à la place des tarifs d'achat, alors que la France et l'Irlande sont passées de la politique des enchères aux tarifs d'achat comme politique principale de promotion, depuis 2001 et 2006 respectivement. Bien évidemment, ces changements de politique ont pu causer des instabilités dans les augmentations des capacités d'EOR. En revanche, la politique de promotion de l'EOR a été relativement stable dans des pays comme l'Autriche, le Danemark, la Finlande, l'Allemagne, la Grèce, le Luxembourg, le Portugal et l'Espagne.

Le Graphique 26 montre l'indicateur d'efficacité annuelle moyenne pour l'électricité produite à partir de l'éolien terrestre pour les années 1998-2005 dans les pays européens. Nous remarquons que les pays où l'efficacité est la plus élevée – le Danemark, l'Allemagne et l'Espagne – ont appliqué une politique relativement stable de tarifs d'achat durant toute la période d'analyse. Ces trois pays représentent également 80 % du marché européen en 2005 et sept des dix premiers constructeurs mondiaux (Menanteau, 2007). On estime souvent que la réussite de la promotion des énergies renouvelables dans ces pays est due aux tarifs d'achat élevés (Finon et Menanteau, 2003). Cependant, plusieurs études montrent que ces tarifs ne semblent pas excessifs (au moins pour l'année 2005 ils excèdent ou couvrent légèrement le niveau moyen du coût de production) et que d'autres facteurs contribuent à l'augmentation des capacités éoliennes (International Energy Agency, 2008 ; OPTRES, 2007). L'explication se trouve également dans les paramètres institutionnels, en particulier dans la nature des incitations, la capacité de limiter le risque-prix ainsi que les coûts de transaction concernant la définition et la mise en place d'un projet. La nature plus incitative des tarifs d'achat provient du fait qu'ils sont plus prévisibles et limitent les coûts de transaction (Haas, 2001 ; Dinica, 2006). Une sécurité d'investissement plus élevée accompagnée de peu de barrières administratives et réglementaires a aussi favorisé la croissance soutenue de l'énergie éolienne dans ces pays. En revanche, en France les tarifs d'achat sont suffisamment élevés, mais le cadre administratif n'a pas été propice au développement des énergies éoliennes et son indicateur d'efficacité reste très bas. Cela peut également expliquer les progrès relativement modestes dans les nouveaux pays membres.

Graphique 26 : L'indicateur d'efficacité pour l'électricité d'éolien terrestre sur la période de 1998-2005¹

Source : adapté à partir d'OPTRES, 2007

1.3.2 L'efficacité économique

Pour évaluer l'efficacité économique des différents instruments, il est nécessaire de s'assurer que les coûts et niveaux de soutien peuvent être comparés de façon cohérente selon les pays. En particulier, la durée de promotion doit être harmonisée : par exemple, la durée des certificats verts en Italie n'est que de huit ans alors qu'en Allemagne les tarifs d'achat sont garantis pour les vingt prochaines années. D'habitude, le niveau de soutien est normalisé à une durée commune de quinze ans en utilisant le taux d'actualisation de 6,6 % (OPTRES, 2007, International Energy Agency, 2008). Ensuite, les rentes périodiques d'un investissement renouvelable peuvent être déterminées afin de comparer les soutiens actuels sur la durée de vie de la politique, du point de vue investisseurs. La rente périodique calcule le rendement spécifique moyen actualisé sur chaque kWh produit en prenant en compte les revenus et les dépenses sur la durée de vie d'une technologie :

$$A = \frac{i}{(1 - (1+i)^{-n})} * \sum_{t=1}^n \frac{\text{Revenus}_t - \text{Dépenses}_t}{(1+i)^t}$$

où A est le profit actualisé, i le taux d'actualisation, t l'année et n la durée de vie.

La limite principale de cette approche se situe dans l'estimation de l'évolution future des prix des certificats verts dans les systèmes de quotas d'EOR. A ce jour, la connaissance du développement de ces marchés dans le temps ne concerne que le stade initial. Nous faisons donc l'hypothèse que les prix des certificats verts restent constants aux niveaux de 2004. Cependant, cette hypothèse fait que

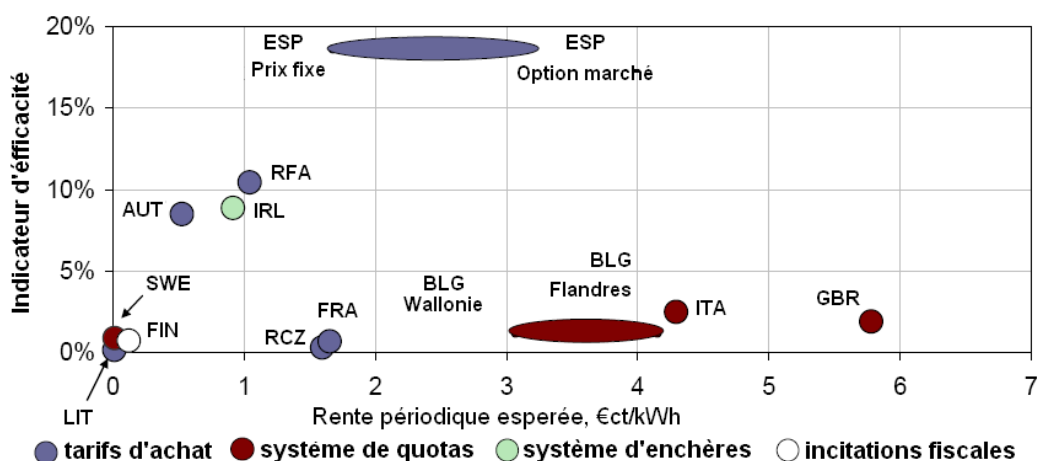
¹ Les analyses pour le secteur de la biomasse ne sont pas aussi évidentes que pour l'énergie éolienne (European Commission, 2005, OPTRES, 2007). Les coûts de production de la biomasse font apparaître des grands écarts. Ces écarts sont causés par : les sources différents (résidu de forêt, taillis à courte rotation, pailles, déchet animal, etc.), les procédés de conversion différents (co-combustion, gazéification, etc.) et les tailles différentes (les tailles des unités de biomasse peuvent varier par le facteur de deux cents). Des analyses beaucoup plus précises sont donc nécessaires basées sur les matières premières et les technologies différentes. Néanmoins, les analyses montrent que les deux instruments : tarifs d'achat et systèmes de quotas d'EOR, produisent des bons résultats. Dans le secteur biomasse forestier, l'avantage d'un instrument sur l'autre n'est pas évident. La complexité de secteur et les variations régionales signifient que les autres facteurs jouent des rôles importants. En général, les incitations à l'aménagement des forêts devraient aider à mobiliser plus la biomasse de forêt non utilisée pour tous les utilisateurs.

les rentes périodiques espérées peuvent être amplifiées dans les pays où le prix du certificat a été relativement élevé en 2004 (e.g. la Belgique).

Le Graphique 27 reproduit les niveaux d'indicateur d'efficacité montrés dans le Graphique 26 par rapport au niveau annualisé de la rémunération de chaque pays en 2004. En général on peut affirmer que les systèmes de tarifs d'achat ont été efficaces avec un profit relativement bas pour les producteurs. Par exemple, l'Espagne a atteint les taux de croissance les plus élevés selon l'indicateur d'efficacité avec un niveau adéquat de profit. Le profit espéré dans ce pays est plus important que dans les autres pays appliquant les tarifs d'achat, en raison d'un niveau élevé de soutien, mais surtout en raison des coûts de production plus bas, dus aux bonnes conditions d'exploitation des ressources et aux coûts d'investissement plus faibles. L'efficacité des instruments de promotion est comparable en Irlande et en Allemagne, même si le niveau de soutien nécessaire est moins important en Irlande, grâce aux meilleures ressources en vent de ce pays.

En revanche, dans les pays appliquant le système de quotas d'EOR les taux de croissance s'avèrent bas, avec des profits actualisés très élevés. Il faut tout de même remarquer que les systèmes de quotas sont largement moins matures que la politique des tarifs d'achat. De plus, ce résultat peut être discuté en raison de l'extrapolation des prix des certificats verts, mais il fournit cependant une hypothèse potentielle selon laquelle les systèmes de quotas peuvent conduire à des profits assez élevés pour les producteurs comme résultat des risques élevés d'investissements. Les rentes importantes perçues dans les systèmes de quotas d'EOR contredisent également les spéculations théoriques quant à l'affaiblissement des incitations d'innovation dans les systèmes de quota en raison de rentes moins importantes que pour les tarifs d'achat (cf. section 1.2.2).

Graphique 27 : L'efficiency de soutien pour l'éolien terrestre : l'indicateur d'efficacité par rapport aux profits espérés pour l'année 2004



Source : adapté à partir d'OPTRES, 2007

Butler et Neuhoff (2008) parviennent aux mêmes conclusions lorsqu'ils comparent les systèmes de promotion de l'EOR au Royaume-Uni (systèmes d'enchères et depuis 2002 système de quotas) et en Allemagne (système des tarifs d'achat). Les auteurs montrent que malgré les atouts théoriques des systèmes de quotas d'EOR en termes de minimisation de coût, dans la pratique le système de tarifs

d'achat en Allemagne a entraîné des prix moins élevés par unité d'électricité éolienne délivrée, mais aussi plus de déploiement. En particulier, les auteurs trouvent qu'il y a une concurrence plus importante parmi les producteurs et constructeurs des turbines sous le système de tarifs d'achat en Allemagne que sous le système de l'EOR au Royaume-Uni. Et comme cela correspond aux étapes de la chaîne de valeur qui contribuent le plus au coût total, la concurrence accrue a dû avoir un impact plus fort sur le prix final.

En résumé, lorsque l'on compare les instruments de promotion, certains facteurs doivent être soulignés. L'efficacité des instruments dépend largement de la maturité et de la crédibilité des systèmes. Un horizon stable de planification est important pour créer de bonnes incitations et diminuer le coût social. Ainsi, les obstacles administratifs peuvent influencer et même entraver le fonctionnement d'instruments puissants en théorie. En général, l'efficacité économique et l'efficacité varient selon les pays européens. Les systèmes de quotas d'EOR révèlent un écart important entre le coût de production et le niveau de soutien. Les raisons de ces niveaux élevés résident dans les risques plus importants pour l'investissement sur un marché qui est encore dans sa phase transitoire. La question se pose surtout pour le développement des prix du certificat vert à moyen et long terme. Actuellement, les systèmes les plus efficaces sont les systèmes de tarifs d'achat en Allemagne, en Espagne et au Danemark. Les tarifs d'achat s'avèrent également efficaces avec un profit des producteurs relativement bas, ce qui n'est pas le cas actuellement pour les systèmes de quotas d'EOR. Mais encore une fois, la nouveauté de ces instruments doit être rappelée. Une fois ces marchés arrivés à maturité et les risques de l'investissement réduits (avec une introduction des prix-plancher garantis ou le *banking* et *borrowing*), le système de quotas d'EOR peut s'avérer plus efficace et plus efficient.

Après avoir examiné les différents instruments de soutien pour les énergies renouvelables, nous analysons dans la section suivante les interactions qu'ils entretiennent avec le principal outil de réduction des émissions de GES en Europe : le SCEQE.

1.4 Les interactions théoriques des politiques « coût-efficaces »

D'un point de vue strictement économique, la compensation des externalités négatives semble se justifier tant que la somme des bénéfices qu'elle propose est supérieure à celle des coûts qu'elle impose (l'analyse coût-avantage). Cependant, une valeur fiable, incontestable pour les externalités reste difficile à déterminer, en particulier en matière de changement climatique. La difficulté réside dans l'estimation de la valeur du bien public qui est préservé par le développement de l'électricité d'origine renouvelable (l'EOR) ou par la réduction des émissions de GES. Par conséquent, la plupart des études dans ce domaine adopte plutôt une démarche de coût-efficacité dans laquelle l'objectif est défini d'une façon exogène sur la base de l'information scientifique disponible et un ensemble de moyens et dispositifs est employé pour le satisfaire à moindre coût (Baumol et Oates, 1988). C'est dans cette approche coût-efficacité que les objectifs de la Commission représentent une avancée

considérable dans le développement des énergies renouvelables et dans la réduction des émissions, puisqu'ils définissent clairement des niveaux de l'effort ambitieux au plan européen et de chaque pays.

La solution au moindre coût est une des conditions les plus importantes pour réaliser ces objectifs européens¹. En théorie, la minimisation des coûts peut être atteinte par l'égalisation des coûts marginaux de réduction des émissions et par l'égalisation des coûts marginaux de déploiement des énergies renouvelables dans tous les secteurs comme dans les Etats membres. Les instruments de marché, tels que les taxes et les systèmes de quotas, peuvent assurer la condition de coût-efficacité si les relations entre les coûts et les bénéfices sont certaines. Dans une situation d'incertitude, le choix de l'instrument dépend de la sensibilité relative des coûts (de réduction des émissions ou d'augmentation des énergies renouvelables) et des bénéfices (le dommage climatique évité par la réduction des émissions) étant donné que le niveau de contrôle des émissions varie (Weitzman, 1974).

Dans cette section nous n'évaluons cependant pas l'attrait d'un instrument particulier ni ne décrivons les architectures optimales. Notre but est d'analyser d'une manière simplifiée les interactions potentielles entre les objectifs pour la réduction des émissions et le développement des énergies renouvelables. Nous restons donc dans la logique des objectifs quantitatifs qu'impose la Commission et supposons que la politique « coût-efficace », c'est-à-dire les instruments de quotas avec les échanges associés (pour les réductions des émissions et pour l'augmentation des énergies renouvelables), est employée afin d'atteindre les objectifs respectifs au moindre coût. La réduction requise pour les émissions de GES est donc assurée par le système de quota du SCEQE qui permet l'échange de permis entre les acteurs économiques. De façon similaire, l'augmentation demandée pour l'électricité d'origine renouvelable (EOR) est garantie par le système de quota, couplé à des certificats verts échangeables prouvant l'origine de la production (NERA, 2005 ; Doucet et Percebois, 2007 ; Bertoldi et Huld, 2006 ; Bertoldi et Rezessy, 2006). Une hypothèse de marchés électriques concurrentiels est adoptée et une analyse graphique permet d'identifier les effets basiques de chaque système comme d'explorer les interactions entre ces deux systèmes. Pour comprendre l'influence du système de quotas d'EOR sur le fonctionnement de SCEQE et, par conséquent, sur les émissions et sur le prix du carbone, les impacts attendus du système de quotas d'EOR sur les marchés électriques sont également repérés. Ces impacts sont importants du point de vue des changements de la structure de production, mais aussi du signal-prix de l'électricité qui détermine les quantités et les types des capacités de production dans les marchés concurrentiels.

En particulier, l'analyse montrera que la présence d'un système de quotas d'EOR augmente la production d'électricité « zéro carbone », ce qui réduit par conséquent le prix du carbone et les coûts de mise en conformité dans le SCEQE. De manière similaire, le signal prix de CO₂ dans le SCEQE

¹ Les autres grands principes du paquet énergétique comprennent : *Flexibilité, Marché intérieur et la concurrence loyale, Subsidiarité, Equité, Compétitivité et innovation* (Commission Européenne, 2008a).

encourage le développement des technologies vertes et diminue ainsi le coût marginal de production dans le système de quotas d'EOR.

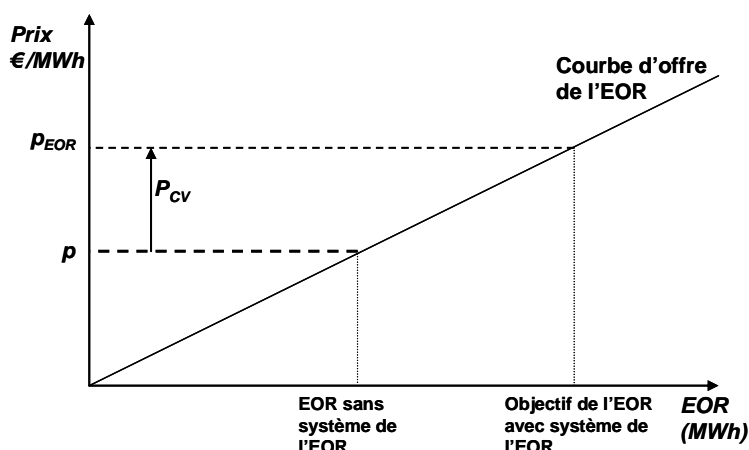
1.4.1 L'impact du système de quotas d'EOR sur les marchés électriques concurrentiels

Avant de discuter des impacts attendus du système de quota de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) sur les marchés électriques, il faut examiner la formation du prix du certificat vert, qui est un produit conjoint des marchés électriques et des marchés de quotas pour l'électricité verte.

Le prix du certificat vert

Le prix du certificat vert est déterminé par les caractéristiques des marchés électriques. Sur un marché concurrentiel, on s'attend à ce que le prix s'ajuste au niveau nécessaire pour atteindre le quota attendu d'électricité verte. Ceci est illustré dans le Graphique 28, qui montre la courbe d'offre de l'EOR et le prix de l'électricité de gros p associé à une certaine quantité de l'EOR produite en concurrence avec les autres technologies conventionnelles (non vertes ou les technologies de l'EOR qui ne sont pas éligibles dans le système de quotas d'EOR comme le grand hydraulique). Néanmoins, afin d'être en conformité avec l'objectif quantitatif de l'électricité verte fixé par le système de quotas d'EOR, un prix d'électricité de gros p_{EOR} , qui correspond au coût marginal du dernier producteur vert pour satisfaire la demande et l'objectif est nécessaire. Dans un marché concurrentiel, la différence entre le prix de gros p et le coût du « producteur vert marginal » p_{EOR} est exactement remplie par le prix du certificat vert, P_{CV} . Le prix du certificat, P_{CV} ne peut pas être inférieur à ce niveau (*i.e.* la différence nécessaire entre le prix de gros et le coût de production pour le producteur vert marginal), en dessous duquel l'objectif ne peut être réalisé puisqu'il ne serait pas rentable pour certains producteurs d'entrer sur le marché et de produire. Le prix du certificat, P_{CV} ne peut pas non plus être supérieur à ce niveau puisque la concurrence entre les producteurs verts diminuerait alors les offres pour les certificats verts.

Graphique 28 : La détermination du prix du certificat vert sur un marché électrique avec système de quotas d'électricité d'origine renouvelable



Source : d'après NERA, 2005

En effet, le prix du certificat vert devrait s'ajuster et se maintenir au niveau minimum nécessaire pour atteindre l'objectif de système de quotas d'EOR. Par exemple, des prix de l'électricité plus élevés diminueraient la différence entre le prix de gros et le coût marginal de la production de l'EOR, ce qui diminuerait le prix du certificat vert offert par les producteurs verts. Dans un marché de certificats verts, les prix sont donc corrélés d'une façon négative aux facteurs qui augmentent le prix de l'électricité sans affecter le prix de la production verte. Si, par exemple, un prix du gaz plus élevé augmentait les prix de gros, il serait attendu que le prix du certificat diminue. Les mesures additionnelles (e.g. les subventions à l'investissement, les exemptions fiscales, le prix du CO_2), si elles diminuent le coût marginal de production des technologies dans le système de quotas d'EOR, peuvent également entraîner la diminution du prix du certificat vert comme expliqué dans la section 1.4.3.

Ainsi, on peut penser que sur les marchés électriques européens caractérisés par des prix de gros différents parmi les Etats membres, les investisseurs potentiels dans l'électricité verte auraient tendance à choisir les marchés où le prix de l'électricité est en moyenne plus élevé afin de ne pas trop miser sur les prix volatiles des certificats. Cependant, cette hypothèse est sensible à de nombreux facteurs comme l'efficacité des ressources renouvelables et la régulation des marchés électriques.

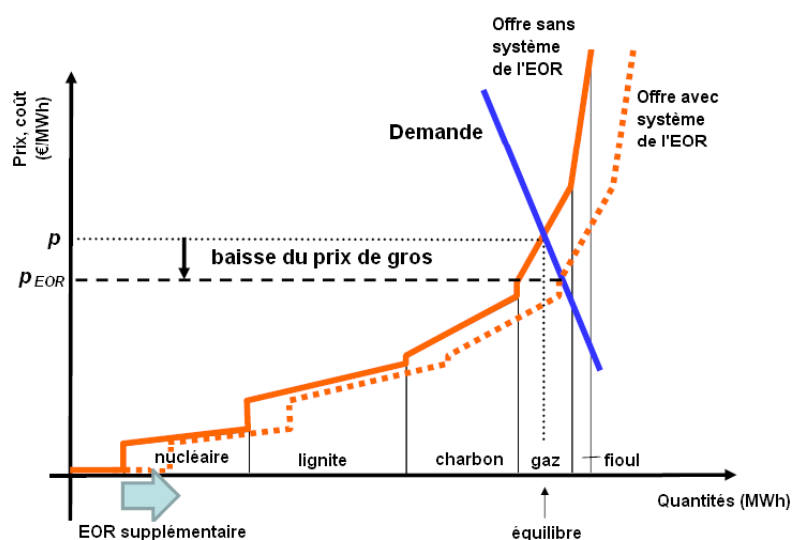
L'impact de système de quotas d'EOR sur la structure de production et le prix de l'électricité

Les énergies renouvelables, dont la quantité augmente dans le mix de production, se substituent aux autres équipements conventionnels et peuvent diminuer le prix d'électricité de gros (Bode et Groscurth, 2008). En effet, cette quantité plus importante, qui d'ailleurs est représentée par un coût marginal de production à court terme (CMCT) très bas en raison de l'absence de coûts variables de combustibles, peut diminuer la nécessité de recourir à des technologies à CMCT très élevé qui fixent le prix de gros de l'électricité p , et par conséquent peut le réduire (cf. Graphique 29). Ceci est confirmé et quantifié dans les observations de Sensfuss et al., (2008), qui, en utilisant le modèle de simulation par les agents, examinent l'effet décroissant du prix en Allemagne. Les auteurs déterminent une

réduction moyenne de 7,8 €/MWh dans l'année de 2006. Morthorst (2007) examine les effets de l'électricité produite par les éoliennes qui alimentent le réseau dans l'ouest du Danemark. L'auteur montre bien comment dans les périodes où il y a une quantité importante d'électricité produite à partir d'éolienne, les prix de gros diminuent, voire même avoisinent zéro. Dans une telle situation, et sur la base de ce qui peut être observé sur le Graphique 24, on s'aperçoit que le prix du certificat vert sur le marché des certificats devrait augmenter de manière importante afin de stimuler les entrées et de rentabiliser les investissements des producteurs verts¹ (comme expliqué dans la section 1.2.2).

La baisse des prix de gros dépend cependant beaucoup de la structure du marché électrique¹. Dans un marché électrique national isolé, le déploiement de l'EOR conduirait à une baisse du prix de gros plus importante que dans un marché international puisqu'une quantité plus importante de technologies émettrices et avec un CMCT élevé serait remplacée par des énergies renouvelables (OPTRES, 2007).

Graphique 29 : L'effet de l'EOR supplémentaire sur le prix d'électricité de gros



Source : d'après Bode et Groscurth, 2008

Il faut noter que la baisse des prix de gros ne se traduit pas nécessairement par celle des prix de détail, puisque les consommateurs doivent payer le coût du système de quota de l'électricité d'origine renouvelable (EOR). Dans un système typique de quotas d'EOR, les fournisseurs fournissent un certain pourcentage d'électricité d'origine verte. Le système de quota agit donc comme une « taxe » effective sur leurs achats sur le marché de gros et cette « taxe » est égale au prix du certificat fois le pourcentage nécessaire d'électricité verte (NERA, 2005). Le système de quotas d'EOR aurait donc pour impact d'augmenter les prix de détail.

¹ Nous ne considérons pas l'impact du progrès technologique des technologies renouvelables, qui devrait diminuer les coûts de production. Le coût marginal de production à long terme plus bas impliquerait un prix de certificats verts moins important.

L'effet net de ces deux facteurs (la baisse du prix de gros et l'augmentation du prix de détail) reste cependant ambigu et dépend d'une façon complexe du volume des quotas d'EOR et de la façon dont l'offre verte et non verte réagit aux changements du prix de gros (cf. Jensen et Skytte, 2002). Les consommateurs des Etats membres dont le quota d'EOR est relativement rigoureux bénéficieraient des prix de gros décroissants mais auraient également une part plus importante du prix des certificats verts dans le prix de détail. Néanmoins, à plus long terme, les consommateurs peuvent ajuster leurs modes de consommation par rapport aux mouvements de prix de détail. Les changements dans l'élasticité-prix des consommateurs influencent directement la quantité de l'EOR puisque le quota est déterminé habituellement comme un pourcentage de la consommation totale. Donc, si le système de quotas d'EOR a tendance à augmenter le prix de détail à long terme, la diminution de la consommation affectera tous les producteurs verts et non verts et, par conséquent, leurs effets sur le prix de gros.

Nous examinons ensuite l'influence du système de quotas d'EOR sur le SCEQE et son interaction avec le marché électrique.

1.4.2 L'impact du système de quotas d'EOR sur le SCEQE

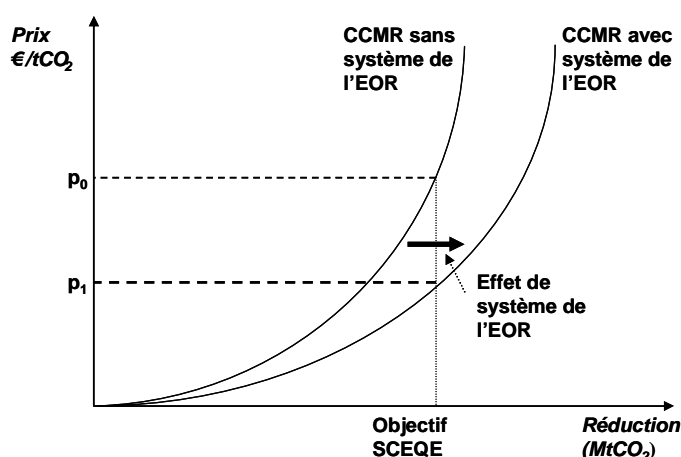
Le système de quotas d'EOR peut affecter le fonctionnement du SCEQE sur les deux aspects décrits ci-dessous: (i) le système de quotas d'EOR modifie la courbe de coût marginal de réduction de CO₂ (CMR) en réduisant les émissions de carbone et en modifiant les options disponibles de réductions à l'intérieur du SCEQE, et (ii) le système de quotas d'EOR conduit à la réduction de la part des technologies conventionnelles (non vertes) dans la production, ce qui peut modifier les impacts potentiels du SCEQE sur les marchés électriques décrits dans la section 2.1.1 du Chapitre II.

Le premier aspect est illustré dans le Graphique 30, qui montre la courbe de CMR dans les secteurs du SCEQE et le prix nécessaire du carbone p_0 pour atteindre la réduction d'émission imposée par le SCEQE. Les options de réduction encouragées par le système de quotas d'EOR représentent une portion des moyennes de réduction de la courbe de CMR du SCEQE. Avec la réalisation de ces options, cette courbe se déplace vers la droite. Ceci s'explique par le remplacement de la part de l'électricité conventionnelle par l'électricité « zéro carbone » d'origine verte. En conséquence, la demande pour l'électricité conventionnelle diminue. Dans le cadre d'un objectif constant, la demande réduite pour l'électricité conventionnelle (non verte) diminue la nécessité de réduire les émissions spécifiques de CO₂ par MWh, ce qui conduit à une diminution du prix du CO₂ de p_0 au p_1 . En effet, la rareté dans le SCEQE est diminuée puisque certaines réductions ont été « payées » par le système de quotas d'EOR. Ces réductions d'émissions causées par le système de quotas d'EOR réduisent la demande pour les permis et diminuent donc le prix du CO₂ nécessaire pour ne pas dépasser le quota d'émissions dans le SCEQE. Les exercices de modélisation effectués dans

¹ Il est possible que dans un pays avec un monopole sur le marché électrique, le prix de gros augmente d'une façon artificielle. Dans ce cas, le revenu aux producteurs de l'EOR augmenterait et induirait donc un déploiement plus élevé de l'EOR.

le cadre du projet européen ADAM confirment cette réduction de signal prix du carbone¹. En utilisant le modèle d'équilibre général pour Allemagne, Abrell et Weight (2008) montrent qu'un système de quotas d'EOR trop ambitieux pourrait réduire les émissions au-delà du quota du SCEQE et conduire à un prix du carbone nul. Bien que cela semble peu probable dans la pratique, les résultats suggèrent néanmoins que si les objectifs de l'EOR étaient trop élevés, la politique du SCEQE deviendrait redondante : les sommes investies pour la mise en œuvre et l'administration du SCEQE sont dépensés sans que des bénéfices soient produits.

Graphique 30 : L'effet du système de quotas d'EOR sur le marché du SCEQE et sur le prix du permis de CO₂



Le prix réduit du CO₂ signifie que le coût de mise en conformité pour les participants du SCEQE est également diminué si le système est considéré de façon isolée. Cependant, cette diminution de coût ne signifie pas que le coût global de réduction des émissions (qui comporte le coût du SCEQE et celui du système de quotas d'EOR) pour réaliser l'objectif du SCEQE soit également moins important. A long terme, le coût global peut s'avérer plus important puisque les mesures engagées dans le système de quotas d'EOR peuvent être plus coûteuses que celles entreprises sous l'optimum coût-efficace du seul SCEQE (NERA, 2005)². En effet, le système de quotas d'EOR peut remplacer les options moins coûteuses (e.g. le changement de combustible) par des options potentiellement plus chères, comme les énergies renouvelables. L'augmentation de coût avec l'introduction de système de quotas d'EOR pourrait donc être supérieure à la baisse de coût provenant des prix de CO₂ moins importants. Les études quantitatives effectuées par Capros et al., (2008) indiquent que les coûts de réduction des émissions peuvent être plus importants d'environ 13 % lorsque les deux systèmes de quotas pour les énergies renouvelables et pour la réduction d'émissions sont employés au lieu du seul système pour la réduction d'émissions.

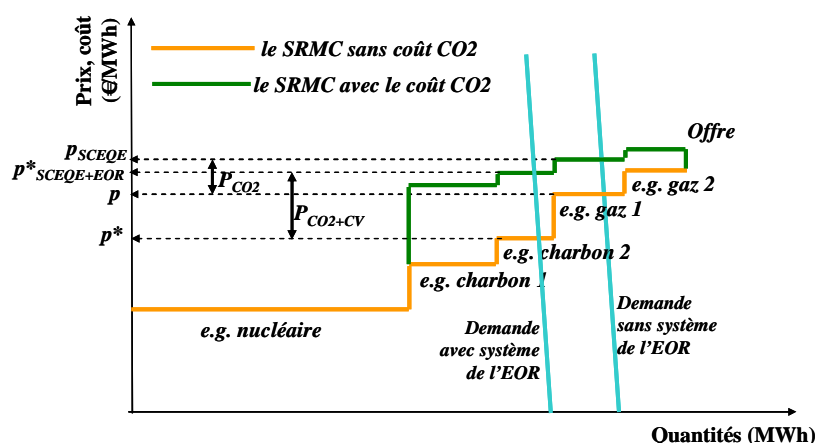
¹ Cf. par exemple « *Policy appraisal for the Electricity sector: Impacts, mitigation, adaptation and long-term investments for technological change* », disponible sur <http://adamproject.info/index.php/Downloads/>, [consulté le 23/09/09]

² « Si les mesures encouragées par les systèmes de quota de l'EOR étaient les plus efficaces en termes de coût, alors ces mesures seraient de toute façon encouragées par le SCEQE, sans que des programmes additionnels soient nécessaires » (NERA, 2005).

Le deuxième aspect, qui concerne les effets du système de quotas d'EOR sur les impacts potentiels du SCEQE sur les marchés électriques est illustré dans le Graphique 31. Nous rappelons que le SCEQE augmente le coût marginal de production à court terme (CMCT) de tous les producteurs qui émettent du carbone, ce qui accroît ensuite le prix de gros (d'une façon pas nécessairement proportionnelle et en fonction des éléments du marché électrique et des méthodes d'allocation des permis). Dans le Graphique 31, l'augmentation de CMCT des technologies au gaz fait croître le prix de gros de l'électricité de p au p_{SCEQE} .

Désormais nous savons également que le système de quotas d'EOR introduit une quantité d'électricité verte qui se substitue à la production conventionnelle et qui peut diminuer le prix de gros de p à p^* en modifiant la technologie marginale de gaz au charbon. Cependant, en présence du SCEQE, le nouveau prix de gros devient $p_{SCEQE+EOR}$ qui correspond au coût marginal de production au charbon, y compris le coût marginal d'opportunité du CO₂. Le changement de la technologie marginale induit par l'introduction de l'EOR diminue donc le prix de gros qui aurait été fixé par le seul SCEQE, p_{SCEQE} , et peut donc saper le signal prix de carbone (cf. Eskeland et Linnerud, 2009).

Graphique 31 : Les impacts du SCEQE sur le prix d'électricité de gros en présence du système de quotas d'EOR



Source : d'après NERA, 2005

L'impact du système de quotas d'EOR, illustré dans le Graphique 31, dépend cependant fortement des structures du marché électrique, des technologies remplacées par le système de quotas d'EOR, de l'ordre de mérite résultant et de la taille des quotas pour l'électricité d'origine renouvelable (cf. Rathmann, 2007). Avec un quota faible et une étendue géographique moins importante, le changement de technologie marginale est également moins probable. Le système de quotas d'EOR mis en place dans un pays peut n'influer que faiblement le prix du CO₂ européen et le prix de gros. En revanche, un système de quotas d'EOR rigoureux mis en place au niveau européen peut avoir un impact significatif sur l'ordre de mérite et sur le prix du carbone, et peut conduire à la diminution de l'effet du SCEQE sur le prix de gros.

L'ajustement des capacités à plus long terme induit par le système de quotas d'EOR dépend cependant de la capacité excédentaire résultante et des taux retenus pour les fermetures des centrales et les nouveaux investissements.

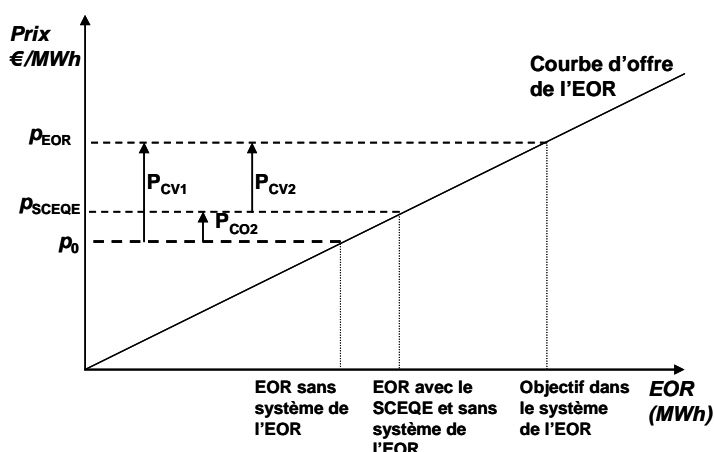
1.4.3 L'impact du SCEQE sur le système de quotas d'EOR

Le signal prix fourni par le SCEQE améliore la compétitivité de la production non polluante, y compris de l'électricité d'origine renouvelable. Ceci signifie qu'une certaine quantité de l'électricité verte peut être produite sans aide des autres politiques, *e.g.* les tarifs d'achats ou le système de quotas d'EOR. En pratique, cependant, si les autres bénéfices liés aux énergies renouvelables¹ ne sont pas pris en compte, le coût de réduction du CO₂ par le développement de l'électricité verte est en général largement plus important que le prix du CO₂ observé dans le SCEQE, ce qui conduit habituellement à des prix positifs des certificats verts.

Comme indiqué dans la section 1.4.1 le prix du certificat est déterminé par la différence entre le revenu que peuvent obtenir les producteurs verts sur le marché électrique et ce qui est nécessaire pour couvrir leur coût de production. Le prix du certificat devrait donc être égal à P_{CV1} qui représente la quantité nécessaire pour compenser le coût manquant, assurant ainsi la rentabilité de la production du producteur marginal vert (cf. Graphique 32). Néanmoins, l'introduction du SCEQE et son signal prix du carbone P_{CO2} augmentent le coût marginal de production à court terme, ce qui correspond à une augmentation du prix de gros de l'électricité de p_0 à p_{SCEQE} . En présence du système de quotas d'EOR, cette augmentation du prix de gros signifie la réduction du prix du certificat puisque ni l'objectif de l'électricité verte dans le système de quotas d'EOR ni le coût de production du producteur marginal représenté par le prix p_{EOR} nécessaire pour atteindre l'objectif de l'électricité verte ne changent avec l'introduction du SCEQE. Par conséquent, la différence entre le prix de gros et le coût de la production verte marginale diminue, ce qui réduit le prix du certificat vert de P_{CV1} à P_{CV2} . Ainsi, si le prix du carbone P_{CO2} diminue (*e.g.* une réduction des émissions à un coût moins élevé grâce aux mécanismes du projet de Kyoto), la réduction du prix du certificat vert sera moins importante. En utilisant un modèle d'équilibre simple, Amundsen et Mortensen (2001) confirment que les contraintes fermes de réduction des émissions de CO₂ diminuent le prix du certificat vert et donc les profits pour les producteurs verts.

¹ *E.g.* développement local, impacts industriels, répercussion en termes d'emploi, etc.

Graphique 32 : L'effet du SCEQE sur le prix du certificat vert dans le système de quotas d'EOR



Source : d'après NERA, 2005

Il faut remarquer que l'effet du SCEQE sur les prix de gros peut varier selon les marchés électriques européens si ces derniers ont des technologies marginales différentes. Cela signifie que le soutien offert par le SCEQE à l'électricité verte (EOR) sera également différent selon les Etats membres. L'intégration soutenue des marchés électriques atténuerait alors ces différences.

De façon similaire à l'impact du système de quotas d'EOR sur le coût de mise en conformité du SCEQE, on doit s'attendre à ce que le SCEQE diminue également le coût de mise en conformité du système de quotas d'EOR, puisque le SCEQE « paye » pour une certaine quantité de production d'électricité d'origine renouvelable. Ainsi, si à long terme le SCEQE réduit la demande d'électricité par des prix de l'électricité plus élevés, cela peut également avoir un impact sur la quantité absolue de la production verte et probablement la diminuer, en réduisant donc davantage les coûts de mise en conformité de l'EOR.

Indépendamment du système de quotas d'EOR ou du SCEQE qui peuvent entraîner une diminution de la demande par des prix de l'électricité plus élevés, les améliorations concernant l'efficacité énergétique dans la consommation finale d'électricité (e.g. l'installation de lampes basse consommation d'énergie) peuvent réduire la consommation finale d'électricité. Par conséquent, la production verte et non verte sera réduite, ce qui aurait comme effet de diminuer la demande pour les permis et les certificats et réduire donc le prix du CO_2 et celui du certificat vert sur leurs marchés respectifs. Cependant, l'ampleur de ces réductions n'est pas analysée dans ce chapitre. Une tentative de quantification de l'interaction des trois objectifs : énergies renouvelables, réduction d'émissions et augmentation des économies d'énergie, a été réalisée par Stankeviciute et Criqui (2008) et Hohne et al., (2008). Les auteurs montrent que les ambitions rigoureuses en matière d'économies d'énergie peuvent effectivement réduire le coût marginal des réductions d'émissions dans le SCEQE, mais à un coût relativement important.

En résumé de cette section on peut indiquer que la présence de système de quotas d'EOR augmente la production de « zéro carbone » et réduit par conséquent l'obligation de réduction des

émissions dans le SCEQE. Le prix du carbone diminue ainsi, de même que les coûts de mise en conformité pour les participants du SCEQE. Cependant, le coût total de réduction des émissions peut augmenter puisque les mesures engagées dans le système de quotas d'EOR peuvent s'avérer plus coûteuses que celles qui pourraient être entreprises sous l'optimum coût-efficace du seul le SCEQE. Ainsi, la présence du SCEQE peut rendre les technologies vertes plus attrayantes et diminuer le coût marginal de production dans le système de quotas d'EOR, ce qui diminuera le prix du certificat vert et les coûts de réduction pour les participants au système de quotas d'EOR. Les interactions des deux programmes se transmettent également aux prix de gros de l'électricité et aux prix de détail, mais ces effets dépendent fortement des technologies remplacées ou ajoutées par les programmes respectifs et donc de l'ordre de mérite résultant, d'intégration des marchés électriques et des ambitions des deux systèmes.

Dans la section suivante, les interactions de la politique « coût-efficace » pour atteindre les objectifs de SCEQE et de l'EOR sont quantifiées à l'horizon 2020 et à l'échelon européen.

2 La simulation des interactions de la politique « coût-efficace » en 2020

Cette section a pour but d'examiner la politique européenne permettant d'atteindre : (i) les objectifs de réduction des émissions de carbone dans le SCEQE de 21 % par rapport à 2005 et (ii) d'augmenter la production d'électricité à partir de l'électricité d'origine verte (EOR) jusqu'à un tiers au moins de la production totale d'électricité à l'horizon 2020. Plus particulièrement, on s'intéresse aux interactions potentielles entre les deux objectifs en termes d'impacts sur les coûts de mise en conformité, sur le prix du carbone et sur les mix technologiques de production européens. De façon similaire au SCEQE, l'allocation coût-efficace des ressources pour produire de l'EOR dans l'Union est supposée être réalisée en employant le système de quota des certificats verts échangeables entre les pays membres.

Cette section propose donc une approche simplifiée mais rigoureuse en termes économiques de la politique européenne coût-efficace à l'horizon 2020. Elle se développe de la façon suivante : d'abord l'exposition de la méthodologie utilisée pour quantifier les interactions, puis la présentation et l'analyse des principaux résultats. En particulier, cette étude empirique montre que la politique de quotas pour augmenter l'électricité verte diminue de façon importante le coût marginal de réduction des émissions au plan européen et modifie de façon importante la structure de la production d'électricité. L'étude révèle également que le seul signal-prix du carbone a une influence limitée sur la promotion des énergies renouvelables et *vice versa*, ce qui démontre une fois de plus la nécessité d'avoir des politiques spécifiques ciblées (cf. Stankeviciute et Criqui, 2008 également).

Le modèle POLES est utilisé en tant qu'outil d'évaluation des impacts des politiques et de leurs interactions. Son utilisation assure la cohérence de l'analyse, étant donné que les objectifs induisent

des changements simultanés et complexes dans le système énergétique par rapport au scénario de *business-as-usual*.

2.1 Une méthodologie pratique pour la simulation des interactions des politiques

En 2005, les émissions de carbone dans le SCEQE des 27 pays européens représentaient 2 240 MtCO₂¹. En 2020, dans les conditions d'un scénario de *business-as-usual* (le scénario de référence) où aucune politique environnementale n'est mise en place, les émissions des secteurs du SCEQE augmenteraient de 15 %. De même, la production d'électricité d'origine renouvelable resterait relativement faible dans le scénario de référence et représenterait 17 % de la production totale d'électricité, bien que la Directive énergies renouvelables (2001/77/EC) impose 22 % dès 2010 (cf. Tableau 18). Les hypothèses macroéconomiques ainsi que les prix des énergies primaires concernant le scénario de référence sont détaillés dans la section 1.4.1 du Chapitre IV.

Tableau 18 : Le scénario de référence : les prévisions de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) et des émissions dans le SCEQE

	GBR	FRA	ITA	RFA	ESP	GRC	PRT	AUT	BLX	DNK	FIN	IRL	NLD	SWE	HUN	POL	RCZ	RSL	BLT	SMC	BGR	ROM	EU27
CO ₂ dans le SCEQE en 2005, MtCO ₂	294	145	242	465	196	67	34	31	60	28	33	21	95	22	29	218	84	24	26	16	40	72	2240
CO ₂ dans le SCEQE en 2020, MtCO ₂	294	221	243	543	225	78	43	43	73	36	45	28	134	43	32	236	98	35	35	17	43	96	2640
EOR dans la production d'électricité en 2020, TWh	33	91	60	101	70	8	20	48	11	9	28	4	8	95	4	12	6	7	5	6	6	19	649
% de l'EOR dans la production d'électricité	7	13	18	15	19	9	30	63	11	19	29	10	6	64	9	6	6	18	14	22	10	24	17

Source : modèle POLES (2009)

L'objectif de réduction de 21 % des émissions de carbone dans le SCEQE correspond à un maximum de 1 770 MtCO₂ en 2020 soit une réduction de 32 % par rapport au *business-as-usual*. Le quota des émissions dans le SCEQE en 2020 implique que ces secteurs (les grands secteurs industriels et le secteur électrique) diminuent leurs émissions de 470 MtCO₂ par rapport à leur niveau de 2005, et de 870 MtCO₂ par rapport au niveau des émissions du scénario de référence en 2020.

La nouvelle directive proposée concernant le SCEQE précise que les Etats membres ne pourront plus définir les quotas pour leurs secteurs du SCEQE comme c'était le cas pour les deux premières phases du SCEQE (2005-2007 et 2008-2012). En revanche, la nouvelle proposition de Directive pour les énergies renouvelables garantit la liberté des Etats membres quant aux objectifs

¹ Nous supposons que le SCEQE couvre tous les secteurs industriels et d'énergie (électricité, chauffage, autres transformations). Cette hypothèse implique la déviation de 2% entre les émissions vérifiées dans le SCEQE en 2005 (2 193 MtCO₂) et les émissions de CO₂ fournies dans les inventaires nationaux des émissions de GES de 2005 pour les secteurs « *Energy industries* » et « *Manufacturing industries and construction* » (2 240 MtCO₂).

nationaux pour l'électricité d'origine renouvelable afin d'atteindre au moins un tiers de la production totale d'électricité européenne, ce qui n'était pas le cas pour la Directive (2001/77/EC) qui imposait des objectifs nationaux de l'EOR pour 2010. Or, le partage des efforts pour l'électricité verte est lié à la réduction des émissions dans le SCEQE et *vice versa*.

Dans l'étude présente, la solution coût-efficace est choisie pour le partage de l'effort de réduction des émissions et d'augmentation de l'électricité verte dans les pays européens. Cette solution signifie qu'à l'équilibre du marché, la quantité de réduction d'émissions par pays est telle que le coût marginal de réduction dans les secteurs du SCEQE de tous les pays est égal à la valeur marginale de l'objectif global du SCEQE. D'une manière similaire, la quantité de l'EOR par pays est telle que le coût marginal de production de l'électricité verte dans tous les pays est égal à la valeur de contrainte de l'EOR. De cette façon, l'égalité des coûts marginaux de réduction dans les secteurs du SCEQE de tous les Etats membres et l'égalité des valeurs marginales de l'EOR garantissent les coûts de conformité les plus bas pour atteindre les deux objectifs.

La complexité de l'analyse augmente s'il devient possible de réaliser une part de la réduction des émissions en dehors du territoire de l'UE par les mécanismes de projets de Kyoto (MDP, MOC) (cf. la section 3 du Chapitre II). En général, on suppose que le coût marginal de ces crédits sera inférieur au coût marginal de réduction à l'intérieur de l'UE, surtout si aucun nouvel accord international climatique ne se mettait en place après 2012. La possibilité d'utiliser ces crédits représente donc moins d'efforts pour la réduction des émissions dans l'UE et un prix du carbone plus bas pour les participants du SCEQE, comme nous l'avons constaté à partir de l'étude décrite dans la section 3 du Chapitre II. Ceci impliquerait également que la valeur marginale de production de l'électricité verte doit augmenter pour atteindre l'objectif d'EOR, puisque le déploiement supplémentaire qu'induit le prix du CO₂ dans le SCEQE serait réduit (cf. Graphique 32). Dans l'analyse d'impact du paquet énergétique européen effectué par Capros et al., (2008), cette augmentation de la valeur de l'EOR est d'environ 7 %.

2.1.1 La modélisation

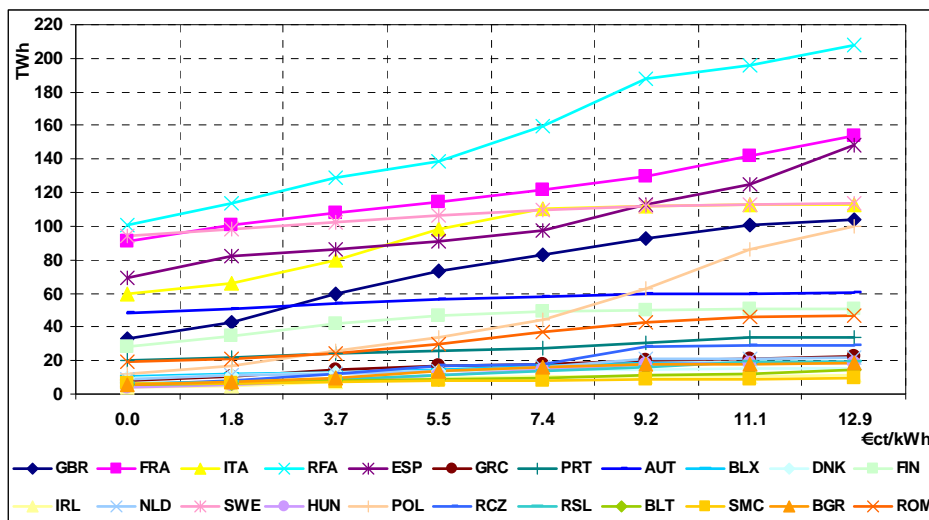
Afin d'analyser l'offre et la demande pour réaliser la réduction nécessaire des émissions et l'augmentation voulue de l'électricité verte (EOR), les courbes de coûts marginaux de réduction des émissions (CMR) et les courbes de coûts marginaux de production de l'EOR (CMP) doivent être produites avec le modèle POLES. Le principe des courbes de CMR est décrit dans la section 3 du Chapitre II et reste le même dans l'étude présente. Le principe pour produire les courbes de CMP de l'électricité verte est comparable à celui des courbes de CMR de réduction des émissions.

Le modèle simule la politique de promotion des énergies renouvelables par l'introduction de la valeur du certificat vert pour l'EOR. Cette valeur représente une prime ajoutée au prix de l'électricité pour améliorer la compétitivité des technologies de la production d'électricité d'origine renouvelable. En employant le scénario de référence, il est donc possible de calculer par simulations successives les niveaux de l'électricité verte associés au prix du certificat qui est variable. De cette façon, le résultat du modèle est le niveau de l'EOR (q) qui correspond à un prix du certificat vert (CV)

spécifique pour le secteur électrique d'un pays. Les points (q et CV) sont ensuite joints pour développer les courbes de CMP de l'électricité verte pour le pays ou la région considérés. Les technologies de l'EOR qui sont éligibles pour les primes des certificats verts sont : l'hydraulique à petite échelle (<10 MW), les éoliennes terrestres et *offshore*, les centrales thermiques solaires à haute température, le photovoltaïque décentralisé intégré aux bâtiments, la gazéification de la biomasse et la combustion directe de la biomasse. La grande hydraulique est exclue du système de promotion puisque cette technologie est viable d'un point de vue commercial. Cependant, elle fait partie de l'électricité produite d'origine renouvelable.

Dans l'étude présente, la valeur du certificat vert est introduite de façon continue à partir de 2005 avec une augmentation progressive de 0 à 15 €/kWh. Les courbes de CMP de l'électricité verte résultantes varient d'une manière importante selon les pays comme l'illustre le Graphique 33. En termes de capacités absolues, les opportunités d'augmentation de l'EOR sont importantes pour le Royaume-Uni, la Grèce, l'Irlande, la Hongrie, la Pologne, la République Tchèque, les pays Baltes et la Bulgarie. En revanche, selon les potentiels et les caractéristiques technico-économiques du modèle POLES, elles s'avèrent être moins grandes pour les pays comme l'Autriche, la Suède, le Danemark ou encore la Slovaquie. On remarque également dans le Graphique 33, que les courbes de CMP de plusieurs pays (par ex. la Finlande, l'Autriche, le Danemark) commencent à s'infléchir dès 9 €/kWh, ce qui signifie que les augmentations ultérieures des capacités de l'EOR peuvent s'avérer moins importantes et beaucoup plus coûteuses.

Graphique 33 : Les courbes de coûts marginaux de production de l'EOR en 2020 dans les pays européens



Source : modèle POLES (2009)

Les courbes de CMR d'émissions et les courbes de CMP de l'électricité verte produites avec le modèle POLES sont ensuite introduites dans les outils respectifs d'ASPEN pour analyser le marché du carbone et pour analyser le marché des certificats verts pour l'EOR. Le principe utilisé est celui de la minimisation du coût par les échanges : si un ensemble d'acteurs économiques –secteurs, pays ou

régions, chacun caractérisé par sa courbe de CMR (ou de CMP) et sa contrainte d'émission (ou de quota pour l'EOR) – participe au système de permis d'émissions échangeables (ou au marché des certificats échangeables), le prix des permis (ou des certificats) s'égalisera au travers du processus d'échanges (Criqui et Mima, 2001). Ensuite, les prix du carbone et du certificat établis dans le logiciel ASPEN peuvent être injectés dans le modèle POLES pour effectuer les simulations finales et pour examiner les impacts sur le système énergétique induits par la réalisation des objectifs respectifs.

Selon le principe décrit ci-dessus, les impacts des politiques environnementales peuvent être examinés séparément. Cependant, comme nous l'avons constaté dans la section 1.4, la réduction des émissions et le déploiement de l'électricité d'origine renouvelable sont inter-reliés. Or, en raison de la taille du modèle et des limitations informatiques, la simulation du modèle d'une façon simultanée pour tous les pays européens reste très complexe et difficilement réalisable. Nous avons donc choisi de simuler le modèle en variant les valeurs marginales associées avec les deux objectifs, notamment le prix du CO₂ et le prix du certificat vert, jusqu'à ce que les deux objectifs soient réalisés. Le nombre de simulations peut être délimité par les valeurs marginales trouvées dans les scénarios extrêmes isolés (*Pur SCEQE* et *Pur EOR*) décrits dans la section suivante. Ensuite, les résultats du modèle peuvent être évalués en termes de coût de mise en conformité et d'impact sur la structure de production de l'électricité.

2.1.2 La définition des scénarios

Les scénarios examinés dans l'étude sont définis de façon suivante :

- *Pur ETS* : le scénario qui correspond à la réduction coût-efficace des émissions de 21 % en 2020 par rapport au niveau des émissions en 2005 dans les secteurs du SCEQE des pays européens.
- *Pur EOR* : le scénario qui correspond à l'augmentation coût-efficace de la part de l'électricité verte dans les pays européens jusqu'à un tiers de la production totale d'électricité dans l'Union.
- *SCEQE+EOR* : le scénario qui atteint les deux objectifs au moindre coût en égalisant les coûts marginaux de réduction des émissions et les coûts marginaux de déploiement de l'EOR dans tous les pays.
- *SCEQE+EOR+MDP* : le même scénario que *SCEQE+EOR*, mais avec la possibilité d'importer dans le SCEQE les crédits des mécanismes projets.

Les deux scénarios extrêmes (*Pur SCEQE* et *Pur EOR*) sont quantifiés à des fins de comparaison. Le scénario *Pur SCEQE* n'atteint pas l'objectif de l'EOR, et le scénario *Pur EOR* ne réalise pas non plus celui du SCEQE.

2.2 Les résultats

Nous commençons par exposer les prix et la distribution coût-efficace des efforts. Puis les coûts de mise en conformité sont examinés et finalement les impacts sur le mix technologique de production d'électricité seront analysés. Comme nous l'avons indiqué auparavant, les impacts des mesures pour augmenter l'efficacité énergétique ne sont pas étudiés dans la présente étude¹. Cependant, nous examinerons les conséquences des signaux prix des deux systèmes de quotas sur la consommation finale d'énergie.

2.2.1 Les prix, la distribution coût-efficace des efforts, les coûts de mise en conformité

Les résultats sur les prix du carbone et du certificat vert, ainsi que sur la distribution coût-efficace des efforts sont exposés dans le Tableau 19.

Les prix

Le scénario *Pur SCEQE* nécessite le prix de CO₂ le plus élevé (60 €/tCO₂) pour atteindre les objectifs du SCEQE, parmi tous les scénarios. L'explication de ce fait est qu'aucun effort n'est consacré à l'augmentation de l'électricité verte (EOR) qui pourrait faciliter la réalisation de l'objectif des émissions. Le signal-prix du carbone induit cependant une augmentation de l'EOR, dont la part dans la production totale d'électricité s'élève à 20 % par rapport à 17 % dans le scénario de référence.

D'une façon similaire, le scénario *Pur EOR* exige un prix du certificat vert le plus élevé (10,6 ct/kWh) parmi les différents scénarios puisque aucun effort n'est consenti pour la réduction des émissions, ce qui pourrait induire un déploiement plus important de l'électricité verte². Il faut cependant remarquer que les prix de l'électricité dans le modèle POLES sont basés sur la variation des coûts moyens de production et non pas exactement sur les coûts marginaux de production. Or, le coût moyen de production est en général inférieur au coût marginal de production. Par conséquent, la différence (qui forme le prix du certificat vert comme expliqué dans le Graphique 28) entre le prix de l'électricité et le coût de la dernière unité de l'EOR nécessaire afin de satisfaire l'objectif renouvelable est plus importante. Dès lors, le prix du certificat vert sera plus important dans les systèmes basés sur la variation des coûts moyens de production par rapport aux systèmes basés sur les coûts marginaux de production. Ainsi, dans le scénario comparable à notre scénario *Pur EOR* mais avec un prix de l'électricité basé sur les coûts marginaux de production, Capros et al., (2008) obtiennent un prix du certificat vert européen moins important (environ 5,6 €/ct/kWh). Cependant, les deux analyses (coût moyen et coût marginal) demeurent intéressantes. D'un côté, dans la plupart des pays européens (19) les prix de l'électricité restent régulés dans au moins un segment du marché ouvert à la compétition

¹ Cf. Stankeviciute et Criqui (2008) sur l'analyse de l'inclusion des objectifs d'économies d'énergies.

² Pour donner un ordre de grandeur, le prix du certificat vert dans le système de quota de l'EOR italien a été de 10,9 €/ct/kWh en 2005 (Eskeland et Linnerud, 2009).

(ERGEG, 2007). Par conséquent, l'analyse basée sur le prix de l'électricité fixé sur les coûts moyens de production communs aux marchés régulés peut s'avérer plus pertinente pour ces pays là. D'un autre côté, le prix concurrentiel de l'électricité déterminé par les coûts marginaux de production s'inscrit dans la politique et les objectifs des autorités européennes et peut servir de référence dans ces types d'analyse.

La prise en compte des deux objectifs dans le scénario *SCEQE+EOR* réduit le prix du carbone et le prix du certificat jusqu'à 35 €/tCO₂ et 9,3 €/kWh respectivement. De même, comme on pouvait s'y attendre, l'accès aux projets de mécanismes de Kyoto dans le scénario *SCEQE+EOR+MDP*, diminue le prix du carbone davantage jusqu'à 25 €/tCO₂. La réduction nécessaire dans le SCEQE au sein de l'UE diminue également de 21 à 16 % par rapport au niveau des émissions en 2005. Par conséquent et étant donné que l'objectif pour l'électricité d'origine renouvelable doit être atteint à l'intérieur de l'UE, le prix du certificat vert doit augmenter légèrement parce que l'effet de signal-prix du carbone à induire plus des capacités de l'EOR est affaibli. Le nouveau prix du certificat vert est donc de 9,5 €/kWh et il est plus important que dans le scénario *SCEQE+EOR*.

Nous rappelons que pour prendre en compte les divers obstacles associés aux projets de mécanismes de Kyoto comme le manque d'informations ou de personnel qualifié, les obstacles économiques ou politiques créés par la politique générale des pays en développement, nous employons des « facteurs d'accessibilité » pour les potentiels théoriques des mécanismes projets. Ces facteurs d'accessibilité signifient que, à cause des différents obstacles, seulement une partie des projets rentables sera réalisée. De plus, nous cherchons à respecter les limites proposées par la Commission dernièrement en ce qui concerne les crédits importés dans le SCEQE (soit pas plus de 6,5 % des émissions du SCEQE de 2005).

La conclusion que l'on peut tirer à partir du Tableau 19 est que le seul signal-prix de carbone ne stimule pas suffisamment l'électricité verte dont la contribution ne représente que 20 % de la production totale d'électricité dans le scénario *Pur SCEQE*. Similairement, l'impact de signal prix du certificat vert n'est pas suffisant pour réaliser l'objectif du SCEQE ; les réductions d'émissions ne représentent que 4 % par rapport à leur niveau de 2005 dans le scénario *Pur EOR*. Cela montre qu'un instrument unique prix du carbone ou certificat vert ne suffisent pas pour atteindre les deux objectifs, ce qui justifie l'introduction de politiques spécifiques et d'instruments économiques concernant la réduction des émissions et le développement accru des énergies renouvelables, si l'on suppose bien ce dernier point comme un objectif en soi.

Tableau 19 : Les prix, la distribution coût-efficace des efforts

	Pur SCEQE				Pur EOR				SCEQE + EOR				SCEQE + EOR + MDP			
	CO ₂ dans le SCEQE en 2020, MtCO ₂	Réduction de CO ₂ dans le SCEQE par rapport au 2005, %	EOR dans la production d'électricité en 2020, TWh	% de l'EOR dans la production d'électricité	CO ₂ dans le SCEQE en 2020, MtCO ₂	Réduction de CO ₂ dans le SCEQE par rapport au 2005, %	EOR dans la production d'électricité en 2020, TWh	% de l'EOR dans la production d'électricité	CO ₂ dans le SCEQE en 2020, MtCO ₂	Réduction de CO ₂ dans le SCEQE par rapport au 2005, %	EOR dans la production d'électricité en 2020, TWh	% de l'EOR dans la production d'électricité	CO ₂ dans le SCEQE en 2020, MtCO ₂	Réduction de CO ₂ dans le SCEQE par rapport au 2005, %	EOR dans la production d'électricité en 2020, TWh	% de l'EOR dans la production d'électricité
GBR	212	-27	39	9	260	-12	99	23	227	-23	94	22	240	-19	95	22
FRA	153	5	96	14	175	21	139	20	145	1	130	19	155	7	132	19
ITA	179	-26	64	21	209	-14	113	35	179	-26	113	36	188	-22	113	36
RFA	428	-8	114	18	443	-5	193	31	414	-11	187	30	423	-9	188	31
ESP	148	-23	83	24	188	-4	122	34	166	-15	107	31	174	-11	110	32
GRC	43	-35	11	14	67	0	21	24	48	-28	21	26	53	-20	21	26
PRT	30	-12	23	36	33	-4	33	51	29	-15	32	51	30	-11	32	50
AUT	29	-2	51	69	30	-3	60	81	25	-19	60	83	26	-16	60	83
BLX	44	-25	13	13	65	8	19	19	50	-17	18	19	55	-9	18	19
DNK	25	-8	12	25	32	17	15	31	28	1	15	32	29	6	15	32
FIN	28	-16	30	32	29	-11	49	54	24	-29	51	57	26	-23	50	56
IRL	19	-11	5	16	23	7	10	30	19	-11	11	31	20	-5	10	30
NLD	86	-10	10	8	121	28	21	16	95	1	22	17	103	9	22	17
SWE	30	37	96	66	24	13	113	80	21	-2	113	80	22	1	113	80
HUN	17	-42	5	12	21	-27	18	45	15	-49	20	50	16	-45	20	50
POL	134	-39	20	11	168	-23	80	41	122	-44	75	41	134	-39	77	41
RCZ	44	-48	11	12	85	1	28	29	48	-43	27	30	59	-30	26	28
RSL	18	-23	8	22	22	-5	18	53	15	-35	19	55	16	-30	19	55
BLT	23	-12	7	19	27	7	12	32	23	-10	12	34	24	-4	12	34
SMC	10	-40	7	25	15	-4	9	32	11	-29	9	33	13	-21	9	33
BGR	22	-45	7	13	33	-18	18	36	21	-48	21	45	24	-39	19	42
ROM	48	-34	22	32	71	-1	45	62	46	-36	48	71	50	-30	49	70
EU27	1770	-21	733	20	2143	-4	1234	33	1772	-21	1205	33	1881	-16	1210	33
Prix CO ₂ , €/tCO ₂	60				-----				35				25			
Prix CV, €/ct/kWh	-----				10.6				9.3				9.5			

Source : modèle POLES (2009)

La distribution des efforts

La répartition des efforts entre les pays membres pour la réduction des émissions et pour l'augmentation de l'EOR dans le Tableau 19 est coût-efficace, à savoir qu'elle cherche à réaliser les deux objectifs au moindre coût. Nous ne tenons donc pas compte des effets de distribution indésirables dont l'introduction peut réduire les coûts de conformité pour les Etats membres ayant un faible niveau de PIB par habitant (cf. Capros et al., 2008)¹.

Le Tableau 20 montre les coûts de mise en conformité qui représentent l'ensemble des coûts de l'énergie à la charge de l'utilisateur final. Pour les deux scénarios qui atteignent les deux objectifs (*SCEQE+EOR*, *SCEQE+EOR+MDP*), les coûts de mise en conformité varient de 0,16 à 0,17 % du PIB européen. La participation dans les projets de mécanismes de Kyoto diminue le coût de mise en conformité de 10 % pour le SCEQE dans le scénario *SCEQE+EOR+MDP* par rapport au scénario *SCEQE+EOR*. Néanmoins le coût global de mise en conformité du scénario *SCEQE+EOR+MDP* s'accroît légèrement en raison de l'augmentation des énergies renouvelables nécessaire afin d'atteindre l'objectif de l'électricité verte. Cela s'explique par le signal-prix de carbone réduit en raison de l'importation des crédits de Kyoto, qui diminue de ce fait l'impact du SCEQE sur l'EOR.

Dans l'étude d'impact du Paquet climat-énergie effectuée par Capros et al., (2008) les auteurs identifient des coûts de mise en conformité plus importants que ceux de notre étude, de l'ordre de 0,5 % du PIB européen. Ceci peut être expliqué de plusieurs façons. Premièrement, dans Capros et al., les coûts de la politique climatique et de la politique renouvelable correspondent aux impacts économiques de l'ensemble des objectifs du Paquet climat-énergie, alors que nous ne nous intéressons qu'au secteur électrique et regardons seulement le SCEQE et l'électricité d'origine renouvelable, ce qui diminue effectivement le coût de mise en conformité. Deuxièmement, le PIB européen en 2020 dans l'étude de Capros et al., (2008) est de 15 % inférieur à l'hypothèse de PIB retenu dans notre analyse. Ceci influence la formation endogène des prix des énergies primaires (exogène dans Capros et al.,) et son interaction avec le système énergétique. Les prix résultants des énergies primaires sont plus importants dans notre étude et se répercutent sur la réduction de la demande d'électricité, ce qui facilite davantage la réalisation des objectifs et diminue le coût de réduction.

¹ Afin d'augmenter l'équité des effets distributifs, le Paquet climat énergie de la Commission comprend des objectifs différenciés (global pour le SCEQE, par pays pour non-ETS, par pays pour les énergies renouvelables, y compris chauffage et biocarburants). De même il inclut des instruments qui assurent que le résultat final ne s'écarte pas trop de la solution coût-efficace (e.g. la quantité des permis pouvant être vendue aux enchères par un pays membre est distribué parmi les Etats membres en prenant en compte le critère PIB/capita).

Tableau 20 : Les coûts de mise en conformité, M€

	Pur SCEQE		Pur EOR		SCEQE + EOR				SCEQE + EOR + MDP			
	Coût de mise en conformité avec le SCEQE, M€	% de PIB	Coût de mise en conformité avec l'EOR, M€	% de PIB	Coût de mise en conformité avec le SCEQE, M€	Coût de mise en conformité avec l'EOR, M€	Coût global de la politique SCEQE + EOR, M€	% de PIB	Coût de mise en conformité avec le SCEQE, M€	Coût de mise en conformité avec l'EOR, M€	Coût global de la politique SCEQE + EOR + MDP, M€	% de PIB
GBR	2353	3.7%	3236	5.0%	645	2347	2991	4.7%	570	2498	3067	4.8%
FRA	1791	2.8%	2608	4.0%	616	1599	2215	3.4%	583	1816	2399	3.7%
ITA	1598	2.7%	2286	3.9%	496	2000	2496	4.3%	437	2018	2455	4.2%
RFA	3011	3.7%	5263	6.5%	811	4006	4817	5.9%	656	4211	4866	6.0%
ESP	1986	4.3%	3032	6.5%	460	1309	1769	3.8%	398	1611	2010	4.3%
GRC	837	7.4%	590	5.2%	285	406	691	6.1%	263	445	708	6.3%
PRT	363	3.4%	710	6.6%	94	455	549	5.1%	88	493	581	5.4%
AUT	351	4.1%	479	5.6%	80	389	469	5.5%	71	415	485	5.7%
BLX	776	6.9%	419	3.7%	271	306	578	5.1%	238	320	558	5.0%
DNK	285	5.0%	186	3.3%	62	158	220	3.9%	56	166	222	3.9%
FIN	427	7.9%	632	11.6%	106	576	682	12.6%	99	567	666	12.3%
IRL	246	4.9%	249	4.9%	65	188	253	5.0%	60	192	252	5.0%
NLD	1142	6.8%	688	4.1%	438	640	1078	6.4%	394	652	1046	6.2%
SWE	350	3.6%	828	8.6%	68	702	770	8.0%	53	730	783	8.1%
HUN	329	3.4%	751	7.8%	110	777	887	9.2%	89	802	892	9.3%
POL	2459	6.6%	4590	12.4%	893	3212	4104	11.1%	803	3536	4339	11.7%
RCZ	1162	11.6%	1295	12.9%	465	964	1429	14.2%	471	877	1348	13.4%
RLS	378	7.0%	738	13.7%	132	633	765	14.3%	111	655	766	14.3%
BLT	306	4.6%	343	5.2%	91	254	345	5.2%	67	279	346	5.2%
SMC	162	4.8%	134	4.0%	58	104	163	4.8%	53	109	162	4.8%
BGR	477	6.9%	578	8.4%	206	688	894	13.0%	213	603	816	11.9%
ROM	996	5.0%	1515	7.5%	380	1505	1885	9.4%	365	1574	1938	9.7%
EU27	21785	0.12%	31150	0.17%	6832	23220	30052	0.16%	6138	24569	30707	0.17%

Source : modèle POLES (2009)

L'aspect important dans le Tableau 20 est que la réalisation concomitante des deux objectifs, par exemple dans le scénario SCEQE+EOR, induit des coûts de mise en conformité inférieurs à la réalisation des objectifs pris séparément. Le gain de la synergie entre les deux objectifs représente environ 22 milliards €, soit 0,12 % du PIB européen.

2.2.2 Les implications sur le mix technologique

Le Tableau 21 montre la capacité et la production d'électricité de l'UE27 selon les technologies et les différents scénarios, ainsi que le changement en pourcentage du mix technologique comparé au scénario de référence. La production d'électricité apparaît comme la plus faible dans le scénario SCEQE+EOR, où les deux objectifs sont réalisés sans importation des crédits MDP. Les signaux des prix conjoints des deux systèmes permettent donc de plus diminuer la demande que les scénarios représentés par les signaux-prix uniques (*Pur SCEQE*, *Pur EOR*).

Le prix du carbone, très élevé dans le scénario *Pur SCEQE*, induit le développement le plus marqué des technologies intégrant la capture de carbone (CSC). De même, le signal-prix du carbone favorise le développement du nucléaire, et c'est donc dans ce scénario que la production d'électricité nucléaire est la plus importante. Par conséquent, l'effet sur le mix de production d'électricité est le plus prononcé dans le scénario *Pur SCEQE*.

Dans le scénario SCEQE+EOR et SCEQE+EOR+MDP, le développement et la contribution de ces technologies (la CSC et nucléaire) sont diminués de manière importante du fait des quantités plus importantes d'électricité d'origine renouvelable. On prévoit que dans ces deux scénarios l'électricité à partir de l'éolien, terrestre et *offshore*, augmente considérablement, et il est multiplié par plus que quatre fois entre 2005 et 2020 (soit +164 % par rapport à la référence en 2020). L'éolien offshore représente 50 % de toute la production d'électricité d'origine éolienne, alors que cette solution ne représente que 2 % aujourd'hui. De même, la contribution de l'électricité de la biomasse est multipliée

par quatre par rapport au niveau de 2005 et par trois par rapport au scénario de référence. En effet, ces deux types de production d'électricité verte : biomasse et éolienne, représentent 70 % de toute la production d'électricité verte dans ces scénarios.

L'objectif réalisé pour l'électricité verte dans tous les scénarios diminue également l'utilisation de gaz pour la production d'électricité et couvre éventuellement contre le risque plus élevé en termes de sécurité d'approvisionnement. Le déploiement plus important de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) contribue considérablement à la réduction des émissions et ralentit la construction de centrales capitalistiques, comme celles équipées de CSC ou encore le nucléaire.

Tableau 21 : Les impacts sur le mixe technologique européen de production d'électricité

	Référence	Pur SCEQE	Pur EOR	SCEQE + EOR	SCEQE + EOR + MDP
% de réduction de CO2 dans SCEQE par rapport au 2005	17	-21	-4	-21	-16%
% de l'EOR dans la production d'électricité	17	20	33	33	33
Production totale d'électricité, TWh	3900	3672 (-6%)	3738 (-4%)	3650 (-6%)	3669 (-6%)
Thermique dont :	2587	2203 (-15%)	2221 (-14%)	2106 (-19%)	2134 (-17%)
Charbon, lignite	1389	850 (-39%)	924 (-33%)	733 (-47%)	769 (-45%)
dont les technologies conventionnelles	899	491 (-45%)	687 (-24%)	511 (-43%)	562 (-37%)
dont les technologies supérieures	490	359 (-27%)	237 (-52%)	222 (-55%)	207 (-58%)
dont le CCS	0	183	0	70	32
Gaz	833	962 (15%)	639 (-23%)	719 (-14%)	704 (-16%)
dont les technologies conventionnelles	284	304 (7%)	252 (-11%)	277 (-2%)	278 (-2%)
dont le cycle combiné	549	658 (20%)	387 (-30%)	442 (-19%)	426 (-22%)
dont le CCS	0	171	0	28	8
Fioul	103	106 (3%)	93 (-10%)	101 (-2%)	102 (0%)
Biomasse	122	153 (26%)	424 (247%)	417 (242%)	420 (244%)
Nucléaire	786	889 (13%)	720 (-8%)	749 (-3%)	749 (-5%)
Hydro (grande)	310	315 (2%)	316 (2%)	315 (2%)	315 (1%)
Hydro (petite)	64	67 (5%)	70 (10%)	70 (10%)	70 (10%)
Eolien	146	190 (30%)	408 (179%)	394 (167%)	394 (169%)
Solaire	7	8 (11%)	12 (75%)	10 (51%)	10 (50%)

Source : modèle POLES (2009)

Un aspect important qui ressort du Tableau 21 est que la production des technologies conventionnelles au charbon, donc des technologies polluantes, est moins importante dans le scénario *Pur SCEQE* gouverné par le seul signal-prix du carbone que dans le scénario *SCEQE+EOR* où s'ajoute également le signal prix du certificat vert. Ce résultat s'accorde avec celui de l'analyse de Bohringer et Rosendahl (2009) qui, sur la base de simulations numériques pour l'Allemagne, montre que le système de quotas d'EOR imposé parallèlement au système existant du SCEQE améliore la performance des technologies intensives en carbone.

L'explication est que le système de quotas d'EOR augmente la part de l'électricité verte et diminue donc la production conventionnelle. Cependant, comme le quota des émissions est fixé par le SCEQE, le prix du carbone diminue et cela bénéficie davantage aux technologies polluantes. Puisque la production conventionnelle doit augmenter compte tenu des émissions totales constantes, le résultat final est une production élevée à partir des technologies polluantes.

Les économies d'énergie

Dans le modèle, les valeurs du carbone augmentent le coût de l'utilisation des combustibles fossiles en proportion de l'intensité du carbone. Les combustibles intensifs en carbone deviennent alors plus coûteux, ce qui favorise leur substitution par des énergies moins intensives en carbone. Puisque de

telles substitutions ne peuvent pas être parfaites, le coût positif associé à l'utilisation de l'énergie augmente. Les substitutions en faveur des biens non énergétiques et des services sont donc induites, y compris les investissements (dans les bâtiments et les nouveaux équipements) permettant les économies d'énergie. D'une façon similaire, les valeurs des certificats verts mènent à une consommation plus importante de l'électricité d'origine renouvelable du fait de la substitution entre les formes d'énergie. Ils induisent également des prix et des coûts plus importants de l'énergie, et conduisent donc à plus d'efficacité énergétique et à moins de consommation d'énergie.

Le Tableau 22 expose les économies d'énergie potentielles calculées par rapport à la consommation finale dans le scénario de référence en 2020.

Tableau 22 : Les économies d'énergie dans la consommation finale en % par rapport au scénario de Référence de 2020

	<i>Pur SCEQE</i>	<i>Pur EOR</i>	<i>SCEQE + EOR</i>	<i>SCEQE + EOR + MDP</i>
GBR	5.5	1.1	4.5	3.4
FRA	6.2	1.0	5.0	3.8
ITA	6.1	0.8	4.9	3.8
RFA	5.7	1.5	5.0	4.0
ESP	5.5	2.0	5.6	4.5
GRC	8.8	1.0	6.7	5.1
PRT	4.9	2.4	5.3	4.4
AUT	5.2	1.8	4.9	4.0
BLX	7.7	0.5	5.7	4.2
DNK	4.5	0.6	3.4	2.6
FIN	6.2	3.2	6.8	5.7
IRL	5.5	1.1	4.9	3.9
NLD	8.9	0.6	6.7	5.2
SWE	3.2	1.7	3.5	3.1
HUN	4.9	2.4	5.5	4.6
POL	8.8	3.0	8.5	7.2
RCZ	13.1	1.5	14.9	9.5
RSL	12.1	4.1	12.2	10.5
BLT	5.8	1.8	5.4	4.4
SMC	4.7	1.2	4.2	3.3
BGR	11.3	5.3	15.1	13.4
ROM	14.9	4.4	14.3	12.5
EU27	6.6	1.5	5.9	4.7

Source : modèle POLES (2009)

Les résultats dans le Tableau 22 indiquent que les deux systèmes de quotas (le SCEQE et l'EOR) ne suffisent pas à eux seuls pour atteindre les ambitions européennes dans le domaine des économies d'énergie (objectif de 20 % d'économies d'énergie sur l'ensemble de l'énergie finale en 2020 par rapport au scénario *business-as-usual*). Il faudrait donc des politiques multiples supplémentaires qui stimulent l'efficacité énergétique, y compris la législation pour l'isolation des bâtiments, des politiques de *command and control* pour promouvoir les équipements efficaces, des campagnes d'information, etc.

Le signal prix du carbone important (60 €/tCO₂) dans le scénario *Pur SCEQE* exerce tout de même un effet important sur les économies d'énergie (6.6 %) par rapport au scénario de *business-as-usual*, contrairement à l'effet faible de signal prix du certificat vert imposé par les quotas d'EOR dans le scénario *Pur EOR* (1,5 %). Dans le scénario *SCEQE+EOR*, qui conduit à un prix du CO₂ de 35 €/tCO₂ dans le SCEQE et au prix du certificat vert de 9,2 €/kWh dans les quotas d'EOR, les

résultats du modèle confirment également une réduction des consommations énergétiques. Les économies d'énergie réalisées représentent 5,9 % par rapport au scénario de *business-as-usual* en 2020 (cf. le Tableau 22).

Conclusion

La méthodologie employée dans l'étude permet une évaluation complète des différents objectifs en 2020 : (i) la réduction des émissions de carbone dans le SCEQE de 21 % en 2020 par rapport à 2005 ; (ii) la promotion de l'électricité verte jusqu'à au moins un tiers de la production totale d'électricité. En accord avec les objectifs quantitatifs de la Commission, la réduction des émissions et l'augmentation de l'électricité verte dans l'étude sont réalisables avec les systèmes de quotas – le SCEQE et le système de quotas d'EOR respectivement. L'étude expose donc les interactions potentielles d'une politique européenne coût-efficace qui réalise les deux objectifs au moindre coût, grâce aux échanges de permis ou de certificats entre les pays.

L'étude montre que la coexistence de l'objectif de l'EOR avec le SCEQE joue un rôle important sur le prix du carbone et le mix technologique de production d'électricité. Le prix du CO₂ passe de 60 €/tCO₂ dans le scénario *Pur SCEQE* à 35 €/tCO₂ avec l'objectif de pénétration des renouvelables et à 25 €/tCO₂, avec en plus la disponibilité des crédits de mécanismes projets de Kyoto. Ainsi, la contribution de la production thermique, surtout l'apport des technologies intégrant la CSC et le nucléaire, est réduite à cause du déploiement plus important de l'EOR. Parmi les technologies renouvelables, ce sont l'énergie éolienne et les technologies de la biomasse qui se développent de la façon la plus marquée et représentent environ 70 % de l'électricité verte en 2020. Cependant, les résultats indiquent également que l'imposition du système de quotas d'EOR à côté du SCEQE peut favoriser la production à partir des technologies conventionnelles et polluantes au charbon. En revanche, la coexistence des deux systèmes réduit la production d'électricité à partir de gaz, ce qui peut être considéré comme bénéfique en termes de sécurité d'approvisionnement européenne.

Nous avons constaté également que la synergie des deux objectifs engendre un gain d'environ 22 milliards € (soit 0,12 % du PIB européen) dans le coût de mise en conformité par rapport à la réalisation des deux objectifs considérés séparément. Les coûts de mise en conformité de la politique coût-efficace européenne, qui incluent tous les coûts associés à l'utilisation d'énergie par les consommateurs finaux, sont estimés à un peu plus de 30 milliards € (soit 0,16-0,17 % du PIB européen).

L'étude justifie également la nécessité de s'appuyer sur des politiques spécifiques et des instruments économiques pour la réduction des émissions et pour le développement supplémentaire des énergies renouvelables, puisque l'effort par les instruments uniques du CO₂ ou du certificat vert n'est pas suffisant pour atteindre les deux objectifs en même temps. L'étude montre également que les prix plus élevés de l'électricité induits par les contraintes de réduction d'émissions et d'augmentation de l'électricité verte diminuent la consommation d'énergie et engendrent des économies d'environ 6 % par rapport au scénario de *business-as-usual* en 2020. Cependant, les deux

systèmes ne suffisent pas pour atteindre les ambitions européennes des économies d'énergies à l'horizon de 2020.

2.3 Les écarts potentiels par rapport à la politique « coût-efficace » en 2020

Actuellement, le système électrique européen est caractérisé : par différents systèmes de promotion de l'électricité d'origine renouvelable (cf. section 1.2) ; par le manque d'échanges entre les pays, qui minimise le coût d'un programme particulier ; ainsi que par des marchés électriques nationaux ou régionaux qui demeurent cloisonnés (cf. Reinaud, 2007). Or, l'étude des interactions effectuée dans la section précédente suppose une politique commune et « coût-efficace » pour réaliser les objectifs renouvelables et de réduction d'émissions en 2020, sur un marché cloisonné. Les résultats de cette étude peuvent donc diverger si les caractéristiques des systèmes actuels de promotion de l'EOR subsistent à court et à moyen terme.

L'étude de la section précédente est en effet caractérisée par des marchés électriques limités et un système de promotion commun (cas A). Or, actuellement on peut constater que les systèmes de promotion et les marchés électriques en Europe correspondent en général à deux configurations différentes :

- cas B ; des marchés électriques limités et des systèmes nationaux de promotion différents (e.g. l'Espagne et l'Italie) ;
- cas C ; des marchés électriques communs régionaux qui interagissent avec des systèmes nationaux de promotion différents (e.g. le Danemark et la Suède).

Il s'agit donc dans cette section de mener une discussion sur les divergences potentielles par rapport aux résultats établis dans l'étude de la section précédente si l'on prenait en compte les situations effectives de promotion de l'EOR et des marchés électriques. La discussion sur les divergences est abordée en termes d'impact sur la structure de la production d'électricité et en termes de changement de prix du carbone.

2.3.1 L'impact sur la structure de production d'électricité

Le cas A

Nous rappelons que dans le cas A, le déploiement de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) ne dépend que du niveau du quota européen. La production de l'EOR est égale au quota et le prix du certificat vert s'égalise par le fait des échanges entre les pays européens. Le modèle POLES détermine les moyens de production les moins coûteuses pour répondre à la croissance attendue de la demande. Le critère d'investissement est donc la minimisation des coûts et non la maximisation des profits. Or, dans les marchés concurrentiels, l'EOR se développerait dans les pays les plus « efficaces économiquement », c'est-à-dire là où le revenu est le plus élevé pour un investisseur. La combinaison du prix d'électricité de gros et des ressources renouvelables (e.g. les ressources en vent)

déterminerait la localisation de l'EOR. Des unités d'EOR ne pourraient s'établir d'une manière efficiente que si les prix d'électricité étaient les mêmes dans les différents pays. Cependant, si l'efficacité des renouvelables était la même, les unités de l'EOR s'établiraient là où les prix d'électricité seraient les plus élevés. Par conséquent, les pays ayant un système de production conventionnel inefficace, et donc des prix élevés de l'électricité peuvent être choisis même s'ils représentent une rentabilité relativement basse pour les renouvelables. Cela pourrait conduire à une allocation sous-optimale des ressources renouvelables, biaisée à cause des déficiences dans le système électrique conventionnel actuel.

Cependant, nous avons constaté dans la section 1.4.1 qu'un déploiement important de l'EOR dans un pays peut faire chuter les prix de l'électricité de façon importante. Ainsi, un prix plus bas de l'électricité offrira un revenu plus faible aux producteurs d'énergies renouvelables. Dans un marché concurrentiel, cet effet devrait réduire le problème de la concentration de la production d'EOR dans certains pays. Un autre effet peut apparaître quand un pays présente un système inefficace de production d'électricité thermique (avec des coûts très élevés de production), ce qui conduit à des prix de l'électricité très élevés. Heureusement, la quantité accrue des énergies renouvelables induit par le système de quotas d'EOR dans la région diminuerait alors le prix d'électricité et réduirait donc l'effet de prix d'électricité. De ce fait, puisque les augmentations de l'EOR écartent d'abord les technologies les plus coûteuses du système électrique, les diminutions de prix peuvent être relativement importantes. En général, les unités thermiques les moins efficaces devraient être écartées du système électrique à l'intérieur de chaque pays membre. Cependant, le manque d'échanges d'électricité entre les pays fait qu'on ne peut pas être sûr que les unités les plus inefficaces seront retirées du système à l'intérieur de l'Europe.

La même analyse s'applique aussi pour le cas A en ce qui concerne les résultats sur la structure de production en 2020 à partir du modèle POLES (cf. Tableau 21), même si ce sont les coûts moyens de production (et non pas les coûts marginaux) qui déterminent l'évolution des prix de l'électricité. La compétition pour les technologies d'EOR est plus intéressante dans les parcs électriques à coûts élevés de production (e.g. l'Allemagne) par rapport aux pays où les coûts moyens de production, donc les revenus sont modérés (e.g. la France). Cependant, l'impact du marché des systèmes de quotas d'EOR reste moins évident puisque davantage de renouvelables n'entraîne pas nécessairement la réduction des coûts moyens dans le modèle POLES et risque de créer des concentrations de la production d'EOR dans les pays à coûts élevés de production. On peut donc affirmer que dans le cas A le déploiement de l'EOR permettant de réaliser l'objectif renouvelable s'effectue au coût minimal grâce aux échanges, mais avec des allocations de ressources renouvelables potentiellement sous-optimales.

Le cas B

Contrairement au cas A où le déploiement de l'électricité d'origine renouvelable (EOR) est lié au quota européen, l'allocation des ressources renouvelables dans le cas B – de politiques EOR non unifiées – dépendra largement des instruments effectivement mobilisés dans les différents pays membres. Le

déploiement de l'EOR serait donc remplacé par le système de tarifs d'achat puisque actuellement il est appliqué dans la majorité (19) des Etats membres. Dans ce cas-là, le déploiement dépendra du montant que les producteurs reçoivent pour la production découlant de leurs investissements. Ceci signifie que toutes les technologies renouvelables ayant un coût marginal inférieur au tarif d'achat donné vont fonctionner. Les tarifs d'achat différents selon les pays fourniraient donc des quantités de l'EOR correspondantes aux tarifs. La distribution des ressources renouvelables selon les pays dépendrait par conséquent des niveaux des tarifs d'achat dans chaque pays, mais aussi de la durée des tarifs, de leur dégressivité, des conditions administratives et réglementaires.

Le cas B peut poser cependant des problèmes pour ce qui concerne la partie conventionnelle de la production d'électricité dans les pays à fort potentiel d'EOR. En effet, une part importante de l'électricité pourrait être délivrée par l'EOR dans ces pays, ce qui laisserait une part mineure à l'électricité conventionnelle et pourrait même pousser des technologies conventionnelles relativement efficaces hors du système. Cela peut se produire parce que dans le cas B les échanges d'électricité entre pays sont limités et que les unités de l'EOR ne peuvent pas remplacer les centrales inefficaces dans les autres pays. Parallèlement, le déploiement important de l'EOR devrait en général diminuer le prix de gros dans les pays ayant un potentiel d'EOR important. Par conséquent, les incitations aux investissements en faveur de nouvelles capacités conventionnelles, bien qu'indispensables en raison de leurs capacités à gérer l'intermittence, seraient diminuées. L'application des tarifs d'achat pourrait donc biaiser le fonctionnement et le développement des parts conventionnelles des systèmes électriques de ces pays. Ce problème ne se poserait pas dans les quelques pays appliquant le système de quotas d'EOR car c'est le quota et non pas les prix qui conduit au déploiement des énergies renouvelables. Ainsi donc, les capacités les moins rentables et aux coûts de production très élevés seraient remplacées.

Le cas C

D'une façon similaire au cas B et contrairement au cas A, l'allocation des ressources renouvelables dans le cas C – marchés ouverts et politiques non harmonisées – dépendra également des instruments prédominant actuellement dans les pays membres, et donc des tarifs d'achat et de leurs architectures dans les différents pays. Tant que les coûts marginaux de production des énergies renouvelables seraient inférieurs aux tarifs d'achat des différents pays, il serait rentable de les faire fonctionner. Cependant, contrairement aux cas A et B, dans un marché commun de l'électricité de cas C, la production d'EOR remplacerait toujours les centrales à coûts de production très élevés (inefficaces) dans la région européenne, puisque les différences de prix de gros n'existeraient pas entre les pays, ce qui favoriserait donc les technologies les plus efficaces. Cependant, avec des injections importantes d'énergies renouvelables dans le marché électrique européen, le prix de gros européen pourrait chuter, en diminuant donc en général les incitations à l'investissement pour les technologies conventionnelles de manière similaire au cas A. De plus, si l'on tient compte du succès des tarifs d'achat en termes d'efficacité aujourd'hui, on peut penser que ces diminutions de prix pourraient être importantes.

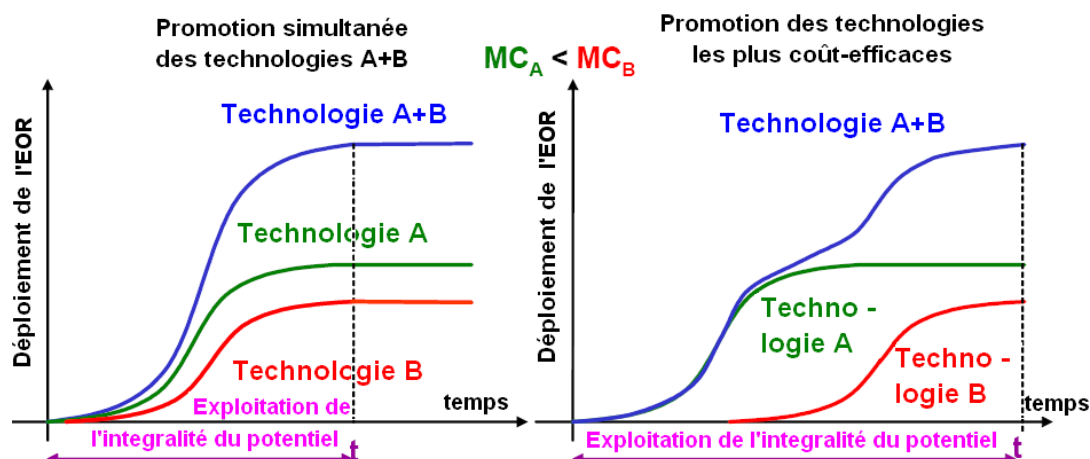
Les effets dynamiques des situations actuelles de promotion

Nous avons également constaté dans les sections 1.2.1 et 1.2.2 de ce chapitre que les deux instruments principaux de promotion, les tarifs d'achat et les systèmes de quotas d'EOR, présentent des incitations différentes à l'innovation. En particulier, la promotion simultanée de technologies différentes peut s'avérer cruciale pour un déploiement ambitieux de l'électricité verte (e.g. avec les tarifs d'achat) (OPTRES, 2007, International Energy Agency, 2008). L'explication est exposée dans le Graphique 34 qui montre deux technologies A et B dont la diffusion technologique suit une courbe en S et où les coûts de production marginaux de la technologie A (par exemple l'éolien) sont inférieurs à ceux de la technologie B (par exemple le photovoltaïque) (Ragwitz et al., 2005).

Si les deux technologies sont promues simultanément, le processus de diffusion démarre en même temps. Ainsi donc, le déploiement total de l'électricité verte s'appuie sur le développement des technologies A et B, *i.e.* le soutien simultané entraîne un déploiement important, comme le montre la partie gauche du Graphique 34. Le résultat est cependant différent si les technologies d'EOR sont promues selon leurs coûts économiques respectifs de production (à moindre coût comme dans le système de quotas d'EOR). Dans l'exemple vu sur la partie droite du Graphique 34, la technologie A est promue en premier. Durant la phase initiale, le déploiement de la technologie A se produit donc mais pas celui de la technologie B. Dans le temps, si l'essentiel du potentiel A (peu cher) est exploité, la technologie B est donc utilisée. Le déploiement total des technologies A+B prend donc plus de temps que dans le cas d'un soutien simultané.

Si l'objectif de l'électricité verte est très ambitieux, un soutien simultané sera donc nécessaire et préférable. Néanmoins, tant que l'objectif reste modéré, c'est-à-dire au-dessous de la ligne bleue de la technologie A+B sur la partie droite du Graphique 34, la séquence de la promotion n'influence pas le déploiement de l'électricité verte.

Graphique 34 : L'effet de la promotion simultanée par rapport à la promotion coût-efficace, compte tenu du déploiement total de l'électricité d'origine renouvelable



Source : adapté à partir d'OPTRES, 2007

D'un côté, la politique spécifique aux technologies peut mener à un déploiement plus important de l'EOR puisque actuellement les technologies moins matures sont promues et seront donc disponibles dans une plus grande mesure dans le futur. D'un autre côté, cette politique peut entraîner des coûts administratifs plus élevés et des coûts totaux de production plus importants, au moins dans la phase initiale (Finon, 2009). Cependant, les coûts de production dans la phase ultérieure peuvent s'avérer plus ou moins importants en fonction de la diffusion technologique et du potentiel disponible des technologies soutenues mais moins matures actuellement. Ainsi, afin d'optimiser le niveau de la diversification, il est nécessaire de tenir compte de tous les effets négatifs tels que les coûts administratifs élevés, la concurrence réduite avec les bénéfices (coût collectif plus bas, objectifs de l'EOR potentiellement plus élevés).

Avec le système de promotion des tarifs d'achat mis en place dans 19 pays européens, la différenciation des technologies est relativement facile. En revanche, la mise en place de quotas spécifiques aux technologies dans le système de quotas d'EOR nécessite de déterminer des sous-objectifs pour les différents groupes technologiques. Or, les objectifs (linéaires) spécifiques aux technologies ont pour effet de diviser le marché des certificats verts en réduisant donc sa liquidité. Un des moyens pour obtenir un portefeuille plus large de technologies est de créer des marchés différents (les sous-objectifs) – au moins au niveau national – et de combiner l'obligation de quota avec d'autres instruments, comme les subventions à l'investissement, les incitations fiscales ou les systèmes d'enchères basés sur les subventions à l'investissement pour les technologies moins matures. Au niveau européen, cette solution pourrait tout de même créer des difficultés puisque le prix du certificat vert serait fixé au niveau européen mais avec un soutien supplémentaire interne dans chaque pays. Il pourrait en résulter des réactions politiques stratégiques, puisque les pays fournissant

moins de soutien supplémentaire profiteraient d'un prix du certificat européen moins élevé, sans y contribuer de façon adéquate, c'est-à-dire sans financer le système via le soutien national¹.

Cependant, en prenant en compte le système de promotion prédominant en Europe actuellement (les tarifs d'achat), on pourrait envisager que la partie d'EOR du système électrique européen en 2020 soit encore plus diversifiée que ce qui a été établi dans l'étude des interactions, c'est-à-dire le cas A (cf. Tableau 21). L'aspect inhérent de la minimisation du coût du système de quotas d'EOR européen, employé dans le cas A, fait que le développement des technologies moins matures et plus coûteuses aujourd'hui pourrait être moins rapide qu'avec les tarifs d'achat, lesquels favorisent la différenciation initiale des technologies dès le début. Par exemple, parce qu'elle dépendrait fortement des niveaux des tarifs d'achat et de l'environnement pour les investisseurs, la production européenne d'EOR en 2020 pourrait inclure plus d'électricité solaire et relativement moins d'éolien ou de biomasse.

2.3.2 L'impact sur le prix du carbone

Nous avons constaté dans l'étude des interactions que le prix du CO₂ dans le cas A avec réalisation des deux objectifs européens — plus d'énergies renouvelables et moins d'émissions carboniques —, se situerait vers 35 €/tCO₂. Si, néanmoins, on prend en compte la possibilité d'importer les crédits de mécanismes projets dans le SCEQE, le prix du CO₂ européen diminuerait jusqu'à 25 €/tCO₂. Les systèmes actuels de promotion de l'électricité verte ainsi que leurs impacts décrits ci-dessus sur les marchés électriques peuvent cependant modifier le prix de carbone établi dans le cas A.

Selon le cas B, où les systèmes de promotion et les systèmes électriques nationaux se maintiennent, l'interaction avec le SCEQE dépendra des changements dans la partie conventionnelle de production d'électricité évoqués ci-dessus (cf. section 2.3.1). Les pays à faible déploiement de l'électricité verte peuvent être amenés à utiliser des centrales peu efficaces et hautement émettrices, ce qui augmente le prix du CO₂. Dans les pays à fort potentiel d'électricité verte, la part de l'électricité conventionnelle peut diminuer, ce qui réduit au contraire le prix du CO₂.

Dans le cas C, caractérisé par un marché unique de l'électricité et des systèmes de promotion nationaux, les réductions des émissions de CO₂ induites par les augmentations de l'électricité verte seraient partagées entre les pays. La distribution dépendrait cependant des conditions marginales des technologies conventionnelles présentes sur le marché électrique. Cela signifie qu'un pays peut assurer les augmentations de l'électricité verte alors que les centrales conventionnelles remplacées seraient localisées dans un autre pays qui aurait donc le bénéfice de la réduction des émissions de

¹ D'autres approches incluent les facteurs spécifiques qui évaluent (1) l'unité de l'électricité verte d'une façon différente pour les technologies différentes ou (2) les périodes spécifiques aux technologies durant lesquelles l'unité de l'électricité verte peut délivrer des certificats verts. L'approche (1) signifie qu'un MWh produit avec les technologies moins matures ou moins coût-efficaces se traduira en un certificat avec une valeur supérieure à un MWh (considéré actuellement en Belgique). L'approche (2) signifie que la période prédéfinie durant laquelle l'unité de l'électricité verte peut délivrer des certificats sera prolongée pour les technologies moins matures (considéré actuellement en Italie). Le défaut des deux approches est qu'il devient difficile d'atteindre exactement le quota puisque la production réelle de l'électricité verte dépend du mix technologique de l'EOR (cf. OPTRES, 2007).

carbone. Si les technologies inefficientes sont retirées du système électrique commun, le prix du CO₂ diminuera. Le niveau de réduction du prix du CO₂ dépendra des quantités d'unités d'électricité verte installées (grâce aux systèmes prédominants des tarifs d'achat) et des caractéristiques des centrales thermiques : si les technologies d'EOR éliminent des centrales thermiques largement inefficientes, la baisse du prix du CO₂ sera plus importante que dans le cas où ce seraient des technologies thermiques plus efficaces.

La comparaison par rapport au prix du carbone établi dans le cas A reste donc délicate, puisque l'écart par rapport à ce prix dépendrait beaucoup des caractéristiques des technologies conventionnelles remplacées par l'EOR. Cependant, puisque les tarifs d'achat, majoritairement employés dans les Etats membres, ne contrôlent pas la quantité mais plutôt les coûts, il pourrait être envisageable que la combinaison des tarifs d'achat et d'un environnement favorable aux investisseurs puisse dépasser l'objectif européen en matière de renouvelables à l'horizon 2020. Dans ce cas, le prix du carbone serait moins important, du moins dans le cas C, avec un marché électrique commun, que dans le cas A.

Conclusion

En conclusion, si les systèmes demeurent tels qu'ils sont actuellement, c'est-à-dire majoritairement des systèmes de tarifs d'achats nationaux dans des marchés électriques nationaux ou régionaux, on peut s'attendre aux écarts suivants par rapport aux résultats établis pour 2020 dans l'étude des interactions :

- 1) davantage de diversification dans le portefeuille de l'EOR en raison d'une différenciation technologique stimulée par les tarifs d'achat ;
- 2) un déploiement de l'EOR en fonction des caractéristiques et des niveaux des tarifs d'achat ; cependant, en raison de marchés électriques largement nationaux, les pays à fort potentiel peuvent diminuer largement leur part d'électricité conventionnelle (non efficace, mais aussi efficace), induisant ainsi des chutes de prix de l'électricité et diminuant les incitations à l'investissement en faveur de nouvelles capacités conventionnelles, ce qui augmenterait donc les coûts de régulation du système électrique ;
- 3) le développement biaisé du système conventionnel impliquerait une distribution inefficace de la réduction des émissions de carbone, ne se produisant que dans les pays où les centrales inefficaces sont remplacées ; le prix du carbone peut s'avérer plus ou moins élevé, selon les caractéristiques des centrales remplacées.

CONCLUSION DU CHAPITRE III

Dans la perspective de la mise en œuvre du paquet énergie climat européen adopté en Décembre 2008, l'objet de ce chapitre a été d'examiner les impacts des objectifs relatifs à l'électricité d'origine renouvelable sur le développement de SCEQE et le mix technologique de la production d'électricité.

En analysant les incitations à l'investissement et l'efficacité des systèmes actuels de promotion de l'EOR, nous avons d'abord montré que les tarifs d'achat, appliqués actuellement dans 19 pays européens, présentent la qualité d'émettre un signal stable et propice à l'investissement puisqu'ils sont accordés de façon générale pour une longue durée, et pour toute nouvelle installation d'énergie renouvelable. En revanche, cette qualité est moindre pour le système de quotas d'EOR qui est appliqué dans 6 pays. Les risques plus élevés pour les investisseurs et le peu d'expérience dans ce domaine des systèmes de quotas d'EOR font qu'ils ne présenteraient pas un bilan aussi positif, sur le plan de l'efficacité et de l'efficience économique, que la politique des tarifs d'achat. De plus, la caractéristique de minimisation du coût inhérente aux systèmes de quotas pourrait ralentir le développement des technologies moins matures.

Néanmoins, les instruments de quantité ont été ensuite adoptés dans cette section afin de construire un dispositif méthodologique clair permettant d'examiner les interactions théoriques entre les instruments, sous l'hypothèse d'une stricte atteinte des objectifs respectifs (EOR et SCEQE). En supposant un cadre concurrentiel, nous avons montré que la présence d'un système de quotas d'EOR réduit l'obligation de réduction des émissions carboniques en diminuant le prix du carbone et les coûts de conformité pour les participants au SCEQE. De même, la présence du SCEQE rend les technologies vertes plus attrayantes et diminue le coût marginal de production de l'EOR. Les interactions des deux programmes jouent également sur les prix de l'électricité de gros et de détail, mais leurs diminutions ou leurs augmentations dépendent fortement des technologies remplacées ou ajoutées par les programmes respectifs et donc de l'ordre de mérite résultant, de l'intégration des marchés électriques et des ambitions des deux systèmes.

Par la suite, les interactions potentielles entre les deux objectifs ont été quantifiées à l'échelle européenne et à l'horizon 2020 à l'aide du modèle POLES. Le système de quotas d'EOR est considéré à côté du SCEQE pour assurer une politique coût-efficace au niveau européen, ainsi que pour rester dans la logique quantitative de la Commission. Cette étude montre en particulier que la coexistence d'un objectif d'EOR avec le SCEQE joue un rôle important sur le prix du carbone, qui est ramené de 60 à 35 et à 25 €/tCO₂ avec les apports des crédits des mécanismes projets. De même l'impact sur le mix technologique de production d'électricité est significatif : la contribution de la production thermique, mais surtout l'apport des technologies avec CSC et le nucléaire, sont réduits en raison d'un déploiement plus important de l'EOR. Parmi les technologies renouvelables, ce sont les technologies de l'éolien et de la biomasse qui se développent de la façon la plus marquée : elles représentent respectivement 33 et 34 % (67 % au total) de l'électricité verte en 2020. Cependant, les résultats indiquent également que l'imposition du système de quotas d'EOR à côté du SCEQE peut favoriser la production à partir des technologies conventionnelles et polluantes au charbon. En effet, comme le quota des émissions est fixé par le SCEQE, la production conventionnelle doit augmenter

étant donné que les énergies renouvelables ont remplacé une partie des technologies thermiques et ont diminué le niveau des émissions. Cependant, le prix réduit du carbone en raison de la hausse des renouvelables dans le mix de production, bénéficie davantage aux technologies polluantes qu'aux technologies plus propres, ce qui augmente la production conventionnelle polluante.

Finalement, la discussion est menée sur les écarts potentiels des résultats établis dans l'étude des interactions, pour d'autres configurations des marchés et dispositifs d'incitation, selon notamment les systèmes existants de promotion de l'EOR décrits au début du chapitre. En effet, si la majorité des systèmes de promotion nationaux demeurent, le mix technologique de production de 2020 pourrait être associé à une diversification plus profonde du portefeuille de l'EOR en raison de la différenciation technologique stimulée par les tarifs d'achat. Cependant, cela pourrait biaiser le développement des capacités conventionnelles dans les marchés électriques sans interconnexions importantes et induire une mauvaise distribution de la réduction des émissions de carbone, dont le prix et les mouvements dépendraient fortement des caractéristiques des centrales thermiques remplacées. Toutefois, dans le cas d'un marché électrique européen commun, le prix du carbone pourrait s'avérer moins important si les objectifs d'EOR du paquet énergie-climat, fortement soutenus par des tarifs d'achat étaient dépassés.

Chapitre IV : LA CONTRAINTE CARBONE A LONG TERME ET LES DECISIONS D'INVESTISSEMENTS

L'incertitude sur les prix ou sur les coûts, ainsi que la gestion de cette incertitude, ne sont pas des éléments nouveaux pour les investisseurs sur les marchés énergétiques. Si l'impact de l'incertitude supplémentaire que pose le prix du carbone semble limité au premier regard, plusieurs aspects doivent pourtant être considérés avec attention. Premièrement, le système communautaire d'échange de quotas d'émission (SCEQE), et plus largement la politique climatique, constituent une incertitude réglementaire : le niveau de rigueur et les règles des marchés du carbone constituent en effet de nouvelles variables à prendre en compte dans toute nouvelle décision d'investissement. Les décisions des pouvoirs publics, parfois sujettes aux aléas de la politique, sont particulièrement difficiles à quantifier, ce qui complexifie l'attribution de probabilités aux différents scénarios. Ces décisions sont rendues encore plus difficiles par le fait que la politique climatique s'inscrit obligatoirement dans un contexte international, impliquant de nombreux pays et de nombreuses activités. La coordination à l'échelle internationale est néanmoins particulièrement difficile à prévoir puisque des résultats multiples et contrastés sont souvent plausibles.

D'autre part, dans les systèmes où des limites quantitatives ont été décidées (e.g. le SCEQE), la formation du prix du CO₂ résulte du jeu des forces de marché. L'incertitude sur le prix constitue alors une incertitude de marché typique. De plus, l'incertitude sur les prix du CO₂ présente des caractéristiques spécifiques. Par exemple, l'historique des prix à long terme susceptible de donner lieu à des travaux économétriques objectifs n'existe pas. Cette incertitude supplémentaire complique ainsi le choix d'investissement et crée potentiellement des coûts additionnels dans l'investissement.

Par ailleurs, de nouvelles formulations de la prise de décision pour l'investissement énergétique se sont développées depuis maintenant de nombreuses années, afin de prendre en compte un environnement plus incertain (e.g. les options réelles, les primes de risque). Les applications de ces différentes méthodologies pour évaluer l'attrait des investissements affectent différemment le choix et le *timing* des nouveaux projets (cf. Neuhoff, 2007). Cependant, leur application dans les modèles de prospective pour examiner les impacts sur les mix technologiques européens existants et futurs, et non pas seulement sur les quelques technologies hypothétiques, reste assez exceptionnelle.

Ce chapitre examine un ensemble de questions renvoyant à l'étude des impacts de l'incertitude sur le prix du carbone dans le secteur électrique. D'abord, quelle peut être la tendance de référence du prix du carbone à long terme pour les investisseurs européens, compte tenu des engagements et des déclarations officielles des autorités publiques en matière de politique de changement climatique ? Quels sont les outils pertinents pour les décisions d'investissement dans les capacités de production dans un environnement « climatique » incertain ? Comment l'incertitude du prix du carbone peut influencer le choix et l'évolution technologique dans le secteur électrique européen à long terme ? Dans ce chapitre, l'incertitude liée à la politique climatique est exprimée en termes de prix du

carbone. On distingue ainsi deux types d'incertitude : (1) la croissance du prix du carbone à long terme qui dépend d'un ensemble d'incertitudes sous-jacentes, des politiques aux fondamentaux de l'offre et de la demande sur les marchés du carbone et (2) la volatilité par rapport à cette tendance du prix du carbone de référence, représentée par les facteurs susceptibles d'influencer le prix du carbone à la hausse ou à la baisse (e.g. les mécanismes de projets de Kyoto, le *banking*).

Deux sections sont développées afin de répondre à ces questions. La première section considère les éléments à prendre en compte pour analyser la tendance du prix du carbone à long terme. Ensuite, les exercices de simulation sont menés avec le modèle de prospective POLES afin de déterminer la tendance carbone et d'examiner son impact sur la structure de la production d'électricité à long terme, en supposant des investisseurs neutres à l'égard du risque. Cette section souligne également l'importance du facteur de crédibilité de la politique climatique, qui conditionne les anticipations des décideurs et peut affecter de différentes façons les actions et donc les coûts et le prix de réduction des émissions. La deuxième section examine les méthodes de prise en compte du nouveau risque que constitue la volatilité du prix du carbone dans les décisions d'investissement, en faisant le lien à nouveau avec des applications dans le modèle POLES. L'évolution du mix électrique européen est ensuite examinée dans un scénario prenant en compte des comportements des investisseurs ajustés au risque.

1 La détermination de la tendance à long terme pour la valeur du carbone

Compte tenu de la nature du problème climatique et des capacités d'absorption naturelles du système-terre, stabiliser les concentrations, à quelque niveau que ce soit, exigera des réductions des émissions de plus en plus rigoureuses dans le temps et, par conséquent, un prix croissant du carbone. La minimisation des coûts dans le temps nécessite une trajectoire des prix qui augmente au même rythme que le taux d'actualisation, ajusté par le taux d'absorption des puits naturels (océaniques et forestiers) du carbone (Edmonds et Clarke, 2008 ; Quinet, 2008 ; Schubert, 2008). Cela ne signifie pas que les prix futurs peuvent être fixés à ce taux et devenir parfaitement prévisibles à long terme. En effet, l'incertitude sur tout un ensemble de facteurs, y compris les améliorations technologiques et les dommages du changement climatique, nécessitera très certainement une révision régulière de l'adéquation des politiques et des mesures.

Cependant, on pourrait soutenir que les incertitudes sur la politique climatique à moyen terme (2020) pour les investisseurs européens sont relativement limitées : les objectifs sont identifiés, les perspectives technologiques sont plus facilement identifiables et le prix du carbone, selon les études effectuées dans Chapitre II et Chapitre III et les autres études disponibles, reste dans la fourchette de 25 à 35 €/tCO₂. Au delà de 2020, l'Europe a adhéré à l'objectif de limitation du réchauffement climatique à 2°C, ce qui se traduit par des réductions indicatives de l'ordre de 60 à 80 % pour l'Europe d'ici à 2050. La vision à moyen et long terme proposée par la Commission vise à réduire les

incertitudes pour les investissements et les grandes orientations de la planification à long terme du secteur énergétique. Cependant, la capacité de l'ensemble des pays du monde à rejoindre l'Europe dans son objectif de réduction à long terme reste floue et l'évolution du progrès technique est mal connue.

Les éléments à prendre en compte dans la construction des valeurs du carbone référentielles à long terme sont donc nombreux et complexes. Dans la littérature économique, on voit apparaître un grand nombre de valeurs carbone qui reposent sur des concepts théoriques, des espaces géographiques et des méthodes de calcul différents. Ces différentes approches sont adoptées par les études dans le monde scientifique et également issues d'initiatives institutionnelles, telles que le rapport Stern (Stern, 2007), *La valeur tutélaire du carbone* en France (Quinet, 2008) ou encore *The social cost of carbon* au Royaume-Uni (DEFRA, 2007). Dans la première partie de cette section nous examinons donc les différentes approches théoriques, en se référant aux principales études empiriques dans ce domaine, dans le but d'adopter une méthodologie permettant de construire une tendance pour la valeur du carbone à long terme dans la deuxième partie de cette section. Cette section montre en particulier que chaque approche théorique a ses avantages et ses inconvénients qui varient selon les paramètres retenus. Après cette analyse des mérites relatifs des approches coût-avantage et coût-efficacité et puisque les indications pour la réduction des émissions à long terme ont été exprimées par la Commission, l'approche coût-efficacité est retenue dans la suite de l'étude. Elle présente également l'avantage de pouvoir être mise en œuvre plus aisément dans le cadre des modèles existants. En utilisant le modèle POLES, on trouve donc une tendance du prix du carbone qui croît de 35 €/tCO₂ en 2020 à 166 €/tCO₂ en 2050 afin d'atteindre les objectifs ambitieux. Dans ce scénario, la réduction des émissions européennes est supposée être de 60% en 2050 par rapport à 1990. Elle est facilitée par l'hypothèse d'une politique de soutien constant aux énergies renouvelables et par des anticipations plus importantes concernant la hausse du prix du CO₂. Le scénario comparable du modèle POLES pour l'étude *La valeur tutélaire du carbone* en France (Quinet, 2008) suppose également une réduction des émissions de 60% en Europe en 2050. Malgré l'hypothèse d'une action isolée de l'Europe, et donc malgré des marchés des énergies fossiles moins détendus, l'absence d'hypothèse explicite de soutien aux énergies renouvelables conduit dans cette étude à des valeurs du carbone plus élevées que dans la notre : elles atteignent 319 €/tCO₂ en 2050.

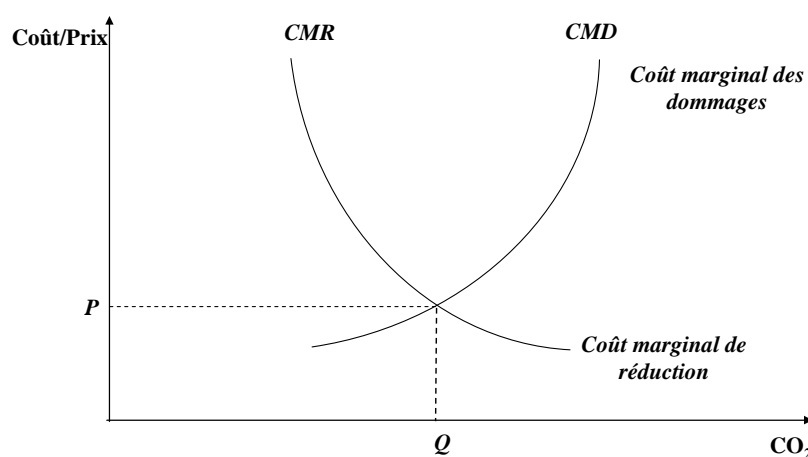
1.1 L'analyse coût-avantage

Une première façon d'aborder la valeur carbone est d'évaluer le coût des dommages associés au changement climatique, souvent nommé le « coût social du carbone ». Plus précisément, il s'agit de la valeur actuelle des dommages économiques supplémentaires subis aujourd'hui et dans le futur et qui sont causés par une tonne supplémentaire d'émissions de carbone aujourd'hui (Nordhaus, 2008). Conceptuellement, l'approche par la valeur du coût social du carbone est différente des deux autres approches principales pour établir le prix du carbone :

1. le coût marginal de réduction (discuté dans la section 1.2) qui reflète le coût de réduction des émissions (plutôt que le dommage imposé par les émissions) ;
2. le prix du marché du carbone qui reflète la valeur des permis échangés dans le marché compte tenu des contraintes d'émissions imposées par la politique en cours (e.g. dans le SCEQE).

La valeur du coût social du carbone signale donc ce que la société devrait être, en théorie, disposée à payer aujourd'hui pour éviter le dommage futur causé par les émissions incrémentales de carbone¹. Puisque le dommage induit par chaque unité supplémentaire de carbone dans l'atmosphère dépend de la concentration de carbone atmosphérique atteinte aujourd'hui et dans le futur, les valeurs du coût social du carbone varient en fonction de la trajectoire des émissions et des concentrations que le monde suit. D'un point de vue économique, plus la concentration des émissions est importante, plus le coût marginal de dommage (CMD) issu d'une émission supplémentaire augmente ; plus on diminue la concentration des émissions plus le coût marginal de réduction (CMR) augmente. L'égalisation des coûts marginaux permet de dégager une quantité optimale d'émissions Q et le prix qui lui est lié P (ou le coût social du carbone) (cf. Graphique 35). Les quantités optimales d'émissions et les prix du carbone résultants sont généralement examinés quantitativement en utilisant les modèles construits pour étudier l'économie du réchauffement climatique, dans sa double dimension, adaptation et atténuation. Ces modèles sont appelés des modèles d'évaluation intégrés (*Integrated Assessment Models*) (Nordhaus, 2007).

Graphique 35 : L'approche coût-avantage



Les analyses coût-avantage se révèlent utiles à plusieurs titres. Premièrement, ces analyses offrent un ordre de grandeur des enjeux et des efforts à mettre en œuvre. Ensuite, elles intéressent les assureurs qui cherchent à déterminer le coût des dommages potentiels que pourraient subir leurs assurés (catastrophes naturelles, pandémies, etc.) (Quinet, 2008). De fait, dès aujourd'hui le marché

¹ Par exemple, la valeur du coût social du carbone de 20 €/tCO₂ signifie que l'émission d'une tonne supplémentaire de CO₂ aujourd'hui a le même impact sur le bien-être social espéré que la réduction de la dépense du consommateur représentatif de 20 € aujourd'hui.

commence par ce biais à internaliser un certain nombre d'effets du changement climatique. Enfin, elles ont vocation à servir de base, même indirectement, à l'évaluation des objectifs quantifiés de réduction des émissions que l'Europe s'est récemment fixés pour les prochaines décennies. Dans ce contexte, ces types d'analyse influencent indirectement les investisseurs électriques européens puisqu'ils affectent aussi les objectifs que l'Europe se fixe.

Avant de passer aux différentes estimations du coût social du carbone dans la prochaine section, il faut remarquer qu'en général, les valeurs déterminées par les analyses coût-avantage doivent être prises avec prudence puisque seuls les effets les mieux compris et les plus facilement mesurables sont inclus dans les modèles d'évaluation intégrés. Par ailleurs, les effets mesurés interviendront dans un futur éloigné et ont tendance à être minorés par le niveau retenu pour le taux d'actualisation. Le taux d'actualisation est un concept économique qui joue un rôle fondamental dans les analyses de ce type. Son choix est particulièrement important pour les politiques du changement climatique parce que la majorité des impacts sont à venir. Avec un taux d'actualisation de 2 %, un bénéfice de 100 € d'ici cent ans en vaut environ 14 € aujourd'hui, mais seulement 2 € au taux d'actualisation de 4 %. Manifestement, avec des taux d'actualisation de 4 % et plus, il est très difficile de justifier les politiques imposant des coûts aujourd'hui et fournissant des bénéfices dans cent ans. Le traitement du temps dans l'évaluation économique du changement climatique fait l'objet d'abondantes discussions depuis de nombreuses années, et celle-ci s'est intensifiée depuis la publication du rapport Stern examiné dans la section 1.1.2 (Nordhaus, 2007 ; Pearce et al., 2003 ; Gollier, 2002, 2009). Dans ce dernier, un taux d'actualisation de 1,4 % est implicitement utilisé pour pondérer les dommages futurs par rapport aux dommages présents. Par contre Nordhaus utilise, dans son modèle DICE un taux d'actualisation de 5 %, ce qui conduit à ce que les dommages encourus dans 200 ans aient un poids plus 1 000 fois supérieur dans l'analyse de Stern que dans celle de Nordhaus ! En dépit de la controverse autour de ce choix discutée dans la section 1.1.2, la plupart des participants au débat sur le taux d'actualisation « correct » reconnaissent que le bon point de départ est la règle de *Ramsey*, destinée à maintenir le niveau optimale d'épargne dans le temps (cf. Encadré 10).

Encadré 10 : La règle de Ramsey

La règle de Ramsey (1928) s'écrit $r = \delta + \eta * g$, où δ est le taux de préférence temporelle, g est le taux de croissance de la consommation, et η est l'élasticité de l'utilité marginale ou le coefficient de l'aversion relative au risque.

Les paramètres δ et η capturent des choix de valeurs (ou de préférences sociales) (Weitzman, 2007). Le premier élément de valeur δ mesure le poids accordé au bien-être futur en tant que tel. Dans le cadre intergénérationnel, le paramètre δ caractérise notre attitude éthique envers les générations futures. Une valeur élevée de δ implique moins de poids accordé aux dommages ou avantages futurs et, donc, moins de réductions effectuées aujourd'hui. Certains auteurs considèrent cependant que δ doit être égal à zéro, au nom d'un choix éthique.

Le second paramètre η implique l'actualisation de la valeur des futurs biens de consommation basée sur l'hypothèse que les générations futures seront plus riches et que l'utilité d'une unité de revenu supplémentaire est moindre pour le riche que pour le pauvre (Stern et Persson, 2007). L'élasticité de l'utilité marginale au revenu η mesure la courbure relative de la fonction d'utilité et constitue simultanément la mesure de l'aversion à l'inégalité interpersonnelle et celle de l'aversion personnelle au risque. Plus élevée est la valeur de η , plus faible est la valeur actualisée des dommages puisqu'on s'attend à être plus riche dans l'avenir lorsque les dommages climatiques sont plus importants. Une valeur élevée de η implique donc moins de réduction des émissions aujourd'hui, à moins que nous ne soyons pas plus riches mais plus pauvres : dans ce cas la logique impliquerait que la valeur plus élevée de η donne des valeurs des dommages plus importantes et plus de réduction sera justifiée.

En plus des désaccords sur l'actualisation, la mesure des dommages paraît difficile du fait d'obstacles méthodologiques et éthiques délicats : comment appréhender, par exemple, le coût d'une migration importante, celui de la disparition de zones urbaines côtières ou encore la valeur statistique de la vie humaine dans une approche internationale ? Ces questions sont compliquées par le fait qu'il est difficile de compenser ces coûts par les avantages que certaines zones pourraient au contraire retirer d'un changement climatique favorable au plan national ou régional.

1.1.1 Les estimations du coût social du carbone

La question du niveau « optimal » de réduction des émissions est incontestablement la plus difficile et la plus controversée dans l'économie du réchauffement climatique (Nordhaus, 2007a). La condition d'optimalité est qu'à tout instant le prix du carbone soit égal au dommage marginal actualisé généré par la tonne de carbone émise. Cependant, cette condition est rendue difficile par la complexité du calcul du dommage marginal et par la multiplicité des sources d'incertitude qui l'affectent. L'intensité de la relation entre la concentration de GES et l'augmentation de la température moyenne de la terre reste encore incertaine. L'impact du changement climatique sur les équilibres écologiques et économiques est également ambigu tout comme les progrès scientifiques et technologiques pour permettre une meilleure adaptation aux chocs climatiques anticipés, ou pour réduire les émissions de GES à moindre coût ce dommage (Gollier, 2009). Ces incertitudes se reflètent bien évidemment dans la détermination de la valeur carbone très dispersée.

Les premiers calculs sur les estimations des valeurs du coût social du carbone (comprises entre 5 et 125 \$/tC, soit 1,4 - 34 \$/tCO₂, aux prix de 1990 dans les rapports du GIEC¹) ont stimulé un intérêt croissant, en particulier dans les réflexions sur les bénéfices économiques à attendre des politiques climatiques dans le contexte de l'élaboration des politiques climatiques et des négociations internationales post-Kyoto (Watkiss et al., 2005). Ainsi en 2002, le gouvernement britannique a recommandé l'utilisation d'un coût social du carbone marginal estimé à 70 £/tC, soit 28 \$/tCO₂ en moyenne, aux prix de 2000, pour l'évaluation des politiques gouvernementales² (Clarkson et Deyes, 2002). Ces valeurs ont été utilisées dans l'évaluation des mesures de régulation et dans les considérations sur les taxes environnementales (Watkiss et Downing, 2008).

Dans son étude reprenant la littérature dans des revues à comité de lecture, Tol (2005) obtient une valeur de 93 \$/tC (21 €/tCO₂) comme estimation moyenne du dommage marginal. Cependant, Tol relève aussi l'étendue considérable de ces estimations, certaines études obtenant des dommages marginaux négatifs³, alors que d'autres conduisent à des valeurs très élevées, pouvant atteindre 500 \$/tC (415 €/tCO₂). Son analyse révèle également que les études utilisant des taux d'actualisation plus bas font apparaître des estimations plus élevées et des incertitudes plus importantes. Similairement, les études utilisant une pondération d'équité (*equity weighting*, cf. Encadré 11) présentent des estimations et des incertitudes plus élevées.

Encadré 11 : La pondération d'équité

Puisque la monnaie est utilisée comme *proxy* pour le bien-être et, si les individus évaluent la monnaie d'une manière différente en raison des niveaux différents des revenus, les valeurs de la monnaie doivent être donc ajustées afin d'obtenir le bien-être sous-jacent (avec la pondération d'équité, les équivalents de bien-être sont comparés tel qu'un dollar pour le pauvre compte plus qu'un dollar pour le riche). Ces niveaux de revenus sont également affectés par le changement climatique par les impacts marchands et non marchands. Les estimations du dommage augmentent quand la pondération d'équité est incluse puisque la majorité des impacts climatiques affecte les individus pauvres. Si les impacts étaient distribués d'une manière égale parmi les pauvres et les riches, la pondération d'équité n'affecterait pas le coût total de dommage (cf. Clarkson et Deyes, 2002).

L'évolution de la valeur carbone dans le temps est dictée par l'évolution du dommage marginal du CO₂. En supposant que la concentration de CO₂ croisse dans le temps et que le dommage soit une fonction convexe de cette concentration, comme supposé par la plupart des modèles intégrés

¹ Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) est un organe intergouvernemental créé en 1988 à la demande du G7 sous l'égide de l'Organisation météorologique mondiale (OMM) et du Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE). Il a pour mission d'évaluer et d'actualiser à intervalles réguliers l'état des connaissances d'ordre scientifique, technique et socioéconomique nécessaires pour mieux appréhender les risques liés au changement climatique d'origine humaine et envisager d'éventuelles stratégies d'adaptation et de réduction des émissions. Le GIEC a produit à ce jour quatre rapports successifs dits d'évaluation (1990, 1995, 2001, 2007), qui synthétisent l'état de l'art de l'expertise scientifique et socioéconomique, nationale et internationale, dans le domaine de l'effet de serre.

² Au delà de ce coût social du carbone marginal moyen, le gouvernement a proposé une limite maximale de 140 £/tC (56 \$/tCO₂) et minimale de 35 £/tC (14 \$/tCO₂). Les trois estimations augmentent d'approximativement 1 £/tC (0,4 \$/tCO₂) par an depuis 2000 en termes réels pour prendre en compte l'augmentation du coût des dommages dans le temps.

³ Certaines études relèvent en particulier que certains pays comme les États-Unis, la Russie ou les pays scandinaves pourraient tirer un bénéfice net positif d'une hausse modérée de 2 ou 3 degrés Celsius.

disponibles, la valeur carbone doit croître dans le temps. Selon les derniers calculs du modèle intégré dynamique du climat et de l'économie DICE, un prix en 2010 d'environ 9 \$/tCO₂ s'élevant jusqu'à 25 \$/tCO₂ en 2050 assurerait un équilibre efficient entre les coûts et les bénéfices des réductions d'émissions dans le monde, c'est-à-dire qu'il maximiserait la valeur actuelle du bénéfice égal aux avantages moins les coûts de l'action (Nordhaus, 2008). Comme les autres auteurs, Nordhaus rappelle cependant qu'il est peu probable que cette estimation de valeur du carbone efficiente saisisse tous les aspects non marchands du changement climatique, les problèmes de l'incertitude et de l'aversion pour le risque et les possibilités d'« interférences dangereuses » avec des nombreux processus du changement climatique. En effet, le dernier rapport de GIEC identifie des paramètres principaux dont la formulation différente dans les modèles intégrés d'estimation explique pour la majeure partie la variance des estimations des valeurs du coût social du carbone (Fisher et al., 2007, p. 232) (cf. Encadré 12)

Encadré 12 : Les paramètres principaux expliquant la variance des estimations des valeurs du coût social du carbone

- (1) *la sensibilité du climat et le décalage de réponse* : variations à long terme – à l'équilibre – de la température moyenne mondiale à la suite d'un doublement de la concentration de CO₂ et le temps de réponse climatique à un tel changement. Hope (2006), en utilisant le modèle intégré PAGE, trouve une corrélation forte du coût social du carbone quand la sensibilité du climat varie de 1,5°-5°C.
- (2) *la couverture des changements soudains et catastrophiques*, tels que l'effondrement de la circulation thermohaline, le relâchement massif du méthane contenus dans le permafrost, ou de l'affaiblissement des puits à carbone. Le rapport Stern (2007) trouve que de tels changements soudains peuvent plus que doubler les dommages (e.g. de 2,1 au 5 % du PIB global) si les températures augmentaient de 7,4°C en 2200,
- (3) *la valeur sociale et l'inclusion des impacts non marchands* (e.g. biodiversité, qualité de paysage),
- (4) *les méthodes d'évaluation des impacts marchands*,
- (5) *la capacité adaptative* : les coûts sociaux augmentent si les impacts du réchauffement climatique se produisent dans des économies fragiles,
- (6) *la capacité prédictive* : (e.g. la prévision parfaite). Les coûts plus élevés prévalent si la volatilité des signaux climatique et les coûts de transaction sont considérés.

Prenant en compte en particulier les risques d'évolutions non linéaires et de phénomènes d'emballement, l'étude de Nicolas Stern (2007) a suscité des débats particulièrement vifs dans les cercles des économistes en raison de la révélation de coûts des dommages très importants. Nous la présentons ci-dessous.

1.1.2 Les estimations du coût social du carbone dans le rapport Stern

The Economics of Climate Change : The Stern Review (Stern, 2007) publié par le ministère des Finances britannique est une étude exhaustive des implications économiques du changement climatique. L'un des mérites essentiels du rapport Stern est d'avoir porté le débat sur le changement climatique sur le terrain économique, en mettant en évidence les coûts de l'inaction et inversement l'intérêt économique de l'action à engager, tout comme l'exigence d'efficacité économique dans les

politiques publiques en matière climatique. Il reflète à ce titre un fort consensus des économistes sur le point précis de la nécessité de donner un prix progressivement croissant à toutes les émissions à l'origine du changement climatique.

Le rapport Stern, qui n'avait pas comme premier objectif de produire une valeur du carbone, offre néanmoins une estimation à 85 \$/tCO₂ (71 €/tCO₂) contre une valeur carbone d'environ 8 \$/tCO₂ (7 €/tCO₂) proposée par Nordhaus (2008). Le modèle PAGE utilisé dans le rapport Stern se veut différent de ses prédécesseurs dans la mesure où il intègre des dommages non économiques et incorpore un grand nombre d'incertitudes, dont l'impact économique d'une augmentation de la température au-delà de 2,5 °C. Stern affirme que les émissions de GES dans le scénario *business as usual* conduiraient à un dommage minimum de 5 % et pouvant aller jusqu'à 20 % du PIB, en cas d'évolution « catastrophique » du climat, contre un dommage net d'environ 3 % du PIB mondial déterminé par Nordhaus (2008)¹.

Bien évidemment, l'importance des dommages du changement climatique, estimés tant en valeur du coût social du carbone qu'en pourcentage du PIB et tels que révélés dans le rapport Stern, constitue l'aspect le plus controversé du texte. Ces estimations élevées, selon les économistes, sont dues au choix du taux d'actualisation dans le rapport Stern. Le rapport Stern contient une discussion approfondie et nuancée de l'aspect d'actualisation (Stern, 2007, chapitre 2) et finit par fixer un taux net de préférence temporelle δ de 0.1 % et une élasticité de l'utilité marginale η de 1 %. Avec un taux de croissance par tête g de 1.3 %, Stern obtient un taux d'actualisation assez bas de 1.4 %. Alors que Nordhaus (2007) et Weitzman (2007), les deux auteurs américains qui ont été particulièrement critiques envers l'analyse de Stern, préfèrent le jeu des valeurs suivant : $\delta = 1$ ou 2 %, $\eta = 2$ % et $g = 2$ %, ce qui donne un taux d'actualisation de 5 à 6 %.

Nordhaus (2007) considère ce rapport comme un document plus politique que scientifique et reproche surtout les chiffres importants de dommage suite à l'utilisation d'un « taux net de préférence temporelle δ quasi nul ». L'auteur montre que les différences dans le choix du δ peuvent avoir des implications considérables sur les coûts estimés de l'inaction². Malheureusement, l'incertitude par rapport au choix d'un taux net de préférence temporelle δ ne peut pas être entièrement résolue par plus de recherche. La différence entre les deux auteurs reflète des différences dans l'appréciation de la nature de δ : pour Nordhaus, c'est une question empirique révélée dans les comportements des agents du marché³ ; pour Stern au contraire, le choix de cette valeur devrait rester un choix politique et éthique. Hepburn (2006) argumente même que pour les politiques dont les bénéfices et les coûts s'étendent sur des siècles, il n'y a aucun argument pour l'utilisation d'un δ positif. La seule raison pour

¹ Les études précédentes comme celles de Nordhaus (2006), Tol (2002a,b) Mendelsohn et Williams (2004) proposent des estimations similaires du dommage net d'environ 1 % à 2 % du PIB.

² Nordhaus (2007) a comparé les simulations optimales avec le modèle intégré DICE en utilisant les hypothèses de Stern d'un côté et ses hypothèses de *best guess* de l'autre côté. Il a commencé avec un δ de 3% et le réduit ensuite jusqu'à 1% pour les trois cents années suivantes. Dans le second cas, le prix optimal du carbone en 2005 est de 17 \$/tC (5 /tCO₂) ; dans le premier cas il est de 159 \$/tC (43 /tCO₂).

³ Nordhaus (2007) fait remarquer que le choix de Stern de δ exigerait une utilité marginale du revenu de 2,25 afin de refléter les tendances macroéconomiques observées (épargne, investissement). Avec les hypothèses de Stern pour la croissance, cela multiplierait le taux d'actualisation par plus de deux.

que δ soit différent de zéro est le risque de « l'extinction potentielle » des générations futures. Comme l'affirment Dasgupta et Heal (1979), « *one might find it ethically feasible to discount future utilities as positive rates, not because one is myopic, but because there is a positive chance that future generations will not exist* ». Pour des raisons éthiques, Gollier (2009) est également favorable à imputer le même poids à toutes les générations dans la fonction de bien-être social, ce qui implique de choisir $\delta = 0 \%$, proche de celui de Stern.

Weitzman (2007) n'est pas opposé à l'usage d'un taux d'actualisation faible, mais considère que « Stern a probablement raison, mais pour de mauvaises raisons ; *getting it right for the wrong reasons* ». Il concentre sa critique sur l'hypothèse d'un taux réel de croissance de la consommation g de 1,3 % par an sur les 200 prochaines années, ce qu'il pense être une hypothèse moyenne pessimiste, et défend l'idée qu'il faut prendre en compte le fait que ce taux de croissance est non seulement aléatoire, mais que sa distribution de probabilité est inconnue. Selon Weitzman, cette incertitude alourdit les queues de la distribution de la consommation future. De plus, selon son analyse, l'existence d'une probabilité non négligeable d'emballements climatiques conduit à sortir du domaine de la gestion d'un risque quantifiable et de l'approche coût-avantage pour entrer dans le domaine de l'incertitude radicale préconisant ainsi le principe de précaution (Criqui, 2009). Gollier (2009) considère également que le taux de croissance du PIB réel choisi par Stern pourrait être trop faible et reste favorable à l'utilisation de $g = 2 \%$. En effet pour lui, comme ce taux a été proche de 2 % par an dans les pays de l'OCDE depuis la révolution industrielle, il n'y a pas plus d'arguments structurels en faveur d'une baisse de cette tendance que d'une hausse de cette tendance dans les décennies à venir.

Reste le choix de η . Selon Gollier (2007, 2009), Stern fait l'hypothèse surprenante que $\eta = 1$, ce qui suggère une aversion aux inégalités relativement faible. Si on suppose qu'un individu A est deux fois plus riche que l'individu B et qu'une politique de redistribution implique que chaque euro pris au riche A permette de donner k euro au pauvre B, cette politique est socialement désirable dès lors que k est supérieur à 0,5 selon l'hypothèse de Stern ($\eta = 1$). Avec une aversion plus forte aux inégalités de Nordhaus et Weitzman ($\eta = 2$), cette politique est désirable dès lors que k est supérieur à 0,25. Pour des raisons éthiques, Gollier (2009) propose donc de choisir $\eta = 2$. Selon les hypothèses mentionnées pour les autres paramètres, cet auteur conclue ainsi à un taux d'actualisation $r = 4 \%$.

Cependant, Gollier (2008, 2009) rappelle aussi que la prise en compte de l'incertitude tend à réduire ce taux, mais il n'existe pas de réponse universelle sur l'intensité de cette réduction. En revanche, un certain consensus semble s'établir sur l'hypothèse que cette réduction est d'autant plus importante que l'horizon temporel considéré est grand (Weitzman, 2009). Lorsque les chocs affectant le taux de croissance de la consommation sont positivement corrélés dans le temps, c'est-à-dire si les chocs sont persistants, l'incertitude affectant la consommation future est amplifiée dans le long terme, ce qui justifie un effet précaution qui croît avec la durée de l'investissement (Gollier, 2009 ; Pindyck, 2007). La persistance des chocs sur le taux de croissance du PIB justifie donc une structure par terme décroissante du taux d'actualisation. Le travail de Gollier (2008) suggère qu'il est socialement efficace de prendre un taux autour de 4 % pour actualiser les bénéfices relativement proches (inférieurs à

trente ans), mais d'utiliser un taux tendant vers 2 % pour des bénéfices se réalisant dans un avenir très éloigné. Similairement, Pindyck (2007) propose que le taux « correct » devrait être inférieur à 2 % dans un avenir très lointain, ce qui est moindre que les taux d'actualisation utilisés fréquemment dans les analyses coût-avantage et plus proche de celui utilisé par Stern.

Les controverses qui ont entouré la publication du rapport Stern témoignent des difficultés à établir la valeur du carbone en raison de la sensibilité des approches coût-avantage à la complexité et à la multiplicité des sources d'incertitude, ainsi qu'aux différents paramètres retenus, en particulier le taux d'actualisation. Cela conduit à remplacer l'analyse coût-avantage par une approche coût-efficacité. Celle-ci conduit avant tout à considérer que la détermination de l'objectif de réduction incombe aux autorités publiques, à partir des analyses produites par les spécialistes des sciences du climat. Elle est présentée ci-dessous.

1.2 L'analyse coût-efficacité

Une autre manière d'appréhender la valeur économique de la tonne de CO₂ consiste non plus à considérer le dommage associé aux émissions, mais le coût qu'il faut consentir pour les réduire à un niveau donné. Ces coûts sont généralement nommés les coûts d'évitement, ou coûts d'abattement ou coûts de réduction d'émissions. La méthode est basée sur l'analyse coût-efficacité qui détermine l'option la moins coûteuse pour réaliser la réduction nécessaire, telle que définie par un objectif politique national ou international (cf. Encadré 3). L'objectif peut être fixé aux niveaux différents du système : sectoriel, national, européen, mondial (e.g. le SCEQE). Plus la contrainte sur les émissions fixée par les autorités publiques est forte et plus la valeur du carbone associée à cet effort est élevée, car il faut alors mobiliser des potentiels de réduction plus importants et faire appel à des solutions plus coûteuses. D'autre part, plus on imposera aux agents économiques des conditions restrictives pour effectuer ces efforts (cloisonnement des marchés sectoriels par exemple, en imposant des réductions spécifiques à chaque secteur : transport, habitat, énergie, etc.) et plus la valeur carbone associée à cet effort augmentera (Quinet, 2008).

Selon Watkiss et al., (2005) l'approche coût-efficacité n'est pas la solution optimale de premier rang dans la perspective de l'économie de bien-être car elle n'a pas de relation directe avec les dommages futurs générés par l'augmentation de la concentration de GES. L'approche peut cependant être considérée comme théoriquement correcte si l'on considère que l'objectif de réduction choisi représente convenablement les préférences sociales. Dans cette hypothèse, le coût marginal de réduction associé à l'objectif de réduction peut être interprété comme la valeur de consentement à payer de la société (*willingness-to-pay*). Pour cette raison, l'approche coût-efficacité peut être utilisée en s'appuyant sur les objectifs existants des politiques en cours.

Avant de passer aux différentes estimations de la valeur carbone, il conviendra de rappeler qu'elles sont en général produites à partir des deux grandes catégories de modèles (modèles d'équilibre général et modèles sectoriels technico-économiques) et également à partir des approches de type « ingénieur » basées sur les courbes sectorielles de réduction. Nous exposerons ensuite les

valeurs carbone du dernier rapport du GIEC, qui ont été obtenues par l'analyse des principales études publiées. Finalement, nous discuterons dans la section 1.2.3 les facteurs principaux qui peuvent contribuer à la variété des estimations des prix du carbone.

Les valeurs carbone du GIEC

Les travaux du GIEC ont permis d'établir, sur une base probabiliste, un tableau de correspondance entre les émissions de GES, les concentrations de GES dans l'atmosphère et l'augmentation future attendue des températures (cf. Tableau 23). Selon le GIEC, les émissions de GES au niveau mondial devraient d'ici 2050 enregistrer une baisse d'au moins 50 % de leurs niveaux de 1990 pour ne pas dépasser le seuil d'une hausse de 2°C de la température mondiale moyenne par rapport aux niveaux préindustriels (cf. Den Elzen et Meinshausen, 2005 également). Ce seuil est celui au-delà duquel, les effets climatiques deviennent beaucoup plus graves, du fait notamment des risques d'emballement, et la menace de dommages majeurs et irréversibles plus plausible. De plus, d'après l'ensemble des études portant sur les objectifs respectifs des grandes régions du monde, ce seuil implique une baisse des émissions de 60 à 80 % d'ici 2050 dans les pays développés, et des réductions significatives pour les nations en voie de développement, si elles acceptent les engagements en matière de réduction des émissions (Criqui et al., 2003, Den Elzen et al., 2006). De ces résultats dérive la déclaration du Parlement européen du 14 février 2007 appelant à une réduction des émissions de 60-80 % d'ici 2050.

La classification par catégories adoptée dans le rapport de GIEC dans le Tableau 23 permet de comparer les scénarios de stabilisation tous gaz ou seulement CO₂ selon les groupes de scénarios caractérisés par des niveaux comparables de réduction des émissions.

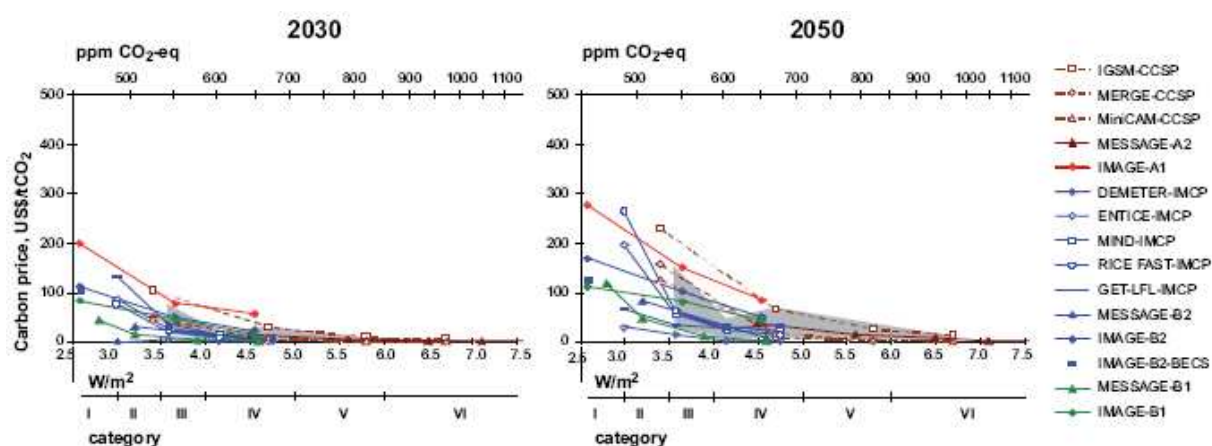
Tableau 23 : La table de correspondance entre émissions, concentration et augmentation des températures¹

Catégories	Effet radiatif	Concentration en CO ₂	Concentration en CO ₂ eq	Augmentation moyenne des températures par rapport à l'ère préindustrielle	Année d'émission maximale (année d'inflexion des émissions)	Emissions globales de CO ₂ en 2050 rapportées à l'année 2000	Nombre de scénarios évalués
	W/m ²	Ppm	Ppm	°C	Année	%	
I	2.5 - 3.0	350 - 400	445 - 490	2.0 - 2.4	2000 - 2015	-85 à -50	6
II	3.0 - 3.5	400 - 440	490 - 535	2.4 - 2.8	2000 - 2020	-60 à -30	18
III	3.5 - 4.0	440 - 485	535 - 590	2.8 - 3.2	2010 - 2030	-30 à +5	21
IV	4.0 - 5.0	485 - 570	590 - 710	3.2 - 4.0	2020 - 2060	+10 à +60	118
V	5.0 - 6.0	570 - 660	710 - 855	4.0 - 4.9	2050 - 2080	+25 à +85	9
VI	6.0 - 7.5	660 - 790	855 - 1130	4.9 - 6.1	2060 - 2090	+90 à +140	5
Total							177

Source : rapport de GIEC (Fisher et al., 2007, p. 198)

La plupart des études de réduction des émissions à long terme se focalisent sur les scénarios de stabilisation des concentrations de GES. Un indicateur commun de coût est constitué par le coût marginal des réductions d'émissions exposé dans le Graphique 36 qui montre la relation entre les objectifs de stabilisation et le prix du carbone en termes de \$/tCO₂eq. Le rapport du GIEC conclut également que les prix du carbone seront toujours croissants dans le temps.

¹ Le forçage radiatif ou climatique est la perturbation du bilan énergétique du système terre-atmosphère (en W/m²) à la suite, par exemple, d'une modification de la concentration de CO₂ ou d'une variation du débit solaire. Le système climatique réagit au forçage radiatif de façon à rétablir l'équilibre énergétique. Un forçage radiatif positif a tendance à réchauffer la surface du globe tandis qu'un forçage radiatif négatif a tendance à la refroidir. Le forçage radiatif est généralement exprimé à l'aide d'une valeur annuelle moyennée à l'échelle du globe (<http://www.ipcc.ch/pdf/glossary/ipcc-glossary.pdf> [consulté le 24/09/09]).

Graphique 36 : La relation entre objectif de réduction et prix du carbone¹

Source : Fisher et al., 2007

Selon le Graphique 36, les prix types du carbone relatifs aux différents modèles pour l'objectif de stabilisation de la catégorie IV du Tableau 23 varient de 1 à 24 \$/tCO₂ (80 % des estimations) en 2030, avec une médiane autour de 11 \$/tCO₂. Pour la catégorie III, les prix correspondants sont plus élevés et oscillent entre 18 et 79 \$/tCO₂ (avec une médiane des scénarios à environ 45 \$/tCO₂). La plupart des études individuelles pour la catégorie I la plus vigoureuse s'accordent sur un prix du carbone autour de 100 \$/tCO₂. Les prix du carbone en 2050 sont plus élevés qu'en 2030. Par exemple, les coûts pour la catégorie IV varient entre 5 et 56 \$/tCO₂ et pour la catégorie II entre 30 et 155 \$/tCO₂.

1.2.1 Les valeurs des modèles économiques

De nombreux modèles économiques permettent de simuler l'évolution du système énergétique et des émissions de GES qui en découlent, ainsi que leurs interactions avec le système économique mondial, d'un pays ou d'une région. Ces modèles sont également bien adaptés à l'approche coût-efficacité car ils permettent de déduire de contraintes alternatives sur les émissions, les valeurs du carbone qui leur sont associées. Dans cette optique, les valeurs produites par les modèles traduisent le signal-prix qu'une économie doit adopter pour atteindre un objectif donné de réduction des émissions de GES.

On distingue traditionnellement les modèles d'équilibre général des modèles sectoriels technico-économiques décrits plus en détail dans la section 2.1. Les modèles d'équilibre général calculables permettent la simulation des interactions intersectorielles et de propagation des effets des politiques de réduction des émissions dans l'ensemble des économies (e.g. les modèles GEMINI-E3, IMACLIM-R, EPPA). En revanche, les modèles sectoriels technico-économiques (qui sont des modèles de

¹ La zone grise illustre les 10e-90e centiles de l'ensemble des coûts de réduction établis dans les études. La couleur différente est utilisée pour distinguer les études individuelles basées sur les hypothèses similaires à la référence (*baseline*). En général, les coûts de réduction (pour des objectifs comparables de stabilisation) sont plus élevés dans le scénario où les émissions sont les plus élevées (marron et rouge). Les hypothèses basses ou intermédiaires résultent en estimations moins importantes de coûts (bleu et vert).

simulation et d'optimisation) s'attachent à représenter l'évolution du système énergétique (e.g. les modèles POLES, PRIMES, MARKAL).

Compte tenu des différences d'architectures et d'objectifs de ces deux familles de modèles, les valeurs du carbone qu'ils calculent ne reflètent pas exactement les mêmes coûts (Blanchard et Criqui, 2000). Dans les modèles sectoriels technico-économiques, la valeur du carbone correspond au coût marginal des options qui doivent être engagées dans différents secteurs pour diminuer les émissions d'une tonne de carbone supplémentaire. Dans les modèles macro-économiques est également pris en compte l'impact sur l'ensemble de l'économie de cette mobilisation supplémentaire de ressources dans les secteurs concernés, après calcul d'un nouvel équilibre ou d'une nouvelle dynamique économique.

En général, le prix du carbone révélé est plus bas dans les modèles d'équilibre général que dans les modèles sectoriels. Les modèles d'équilibre général tiennent compte des effets de retour du renchérissement du prix du bien composite sur le prix de production de l'énergie, alors que les modèles sectoriels raisonnent à prix de production de ce bien constant. L'importance de ce bouclage macroéconomique est particulièrement sensible dans les pays où l'énergie représente une part importante du coût de production : des coûts marginaux même faibles ont alors un impact relativement fort sur la consommation des ménages.

Le Tableau 24 récapitule l'ensemble des valeurs carbone produites par les différents modèles aux différents horizons pour les trois scénarios de réduction des émissions de GES envisagés dans le cadre de l'étude visant à déterminer la valeur carbone pour évaluer la rentabilité des investissements publics en France (Quinet, 2008).

Tableau 24 : Les valeurs carbone des différents modèles¹

	Scénario Europe Seule UE €/tCO ₂	Scénario coordonné - 550 ppm €/tCO ₂ e	Scénario mondial volontariste - 450 ppm €/tCO ₂ e
	En 2010		
POLES	10		
GEMINI-E3	1		
IMACLIM-R	45		
Moyenne	19		
	En 2020		
POLES	26	9	16
GEMINI-E3	25	4	13
IMACLIM-R	95	30	100
Moyenne	49	14	43
	En 2030		
POLES	97	23	57
GEMINI-E3	58	10	42
IMACLIM-R	150	55	160
Moyenne	102	29	86
	En 2050		
POLES	319	85	682
GEMINI-E3	446	62	339
IMACLIM-R	130	60	200
Moyenne	298	69	407

Source : modèles POLES, IMACLIM, GEMINI-E3 (2008)

Les valeurs du carbone sont généralement marquées par une forte dispersion en raison des hypothèses et de la structure des modèles, mais aussi de la forte pente de la courbe des coûts marginaux pour des niveaux de réduction élevés. Une comparaison des coûts moyens de réduction, plutôt que des coûts marginaux qui constituent des valeurs extrêmes donnerait des résultats beaucoup moins dispersés. Cependant, parmi les variables structurelles, trois dimensions peuvent plus particulièrement affecter le profil de la valeur carbone du fait de l'incertitude importante concernant leur évolution : la croissance économique, l'objectif de concentration et les hypothèses sur le progrès technique futur. Une croissance économique plus importante impliquerait une modification à la hausse des prix du carbone futurs, alors que le développement plus rapide des technologies « zéro carbone » entraînerait une adaptation à la baisse de la valeur carbone (cf. section 1.2.3).

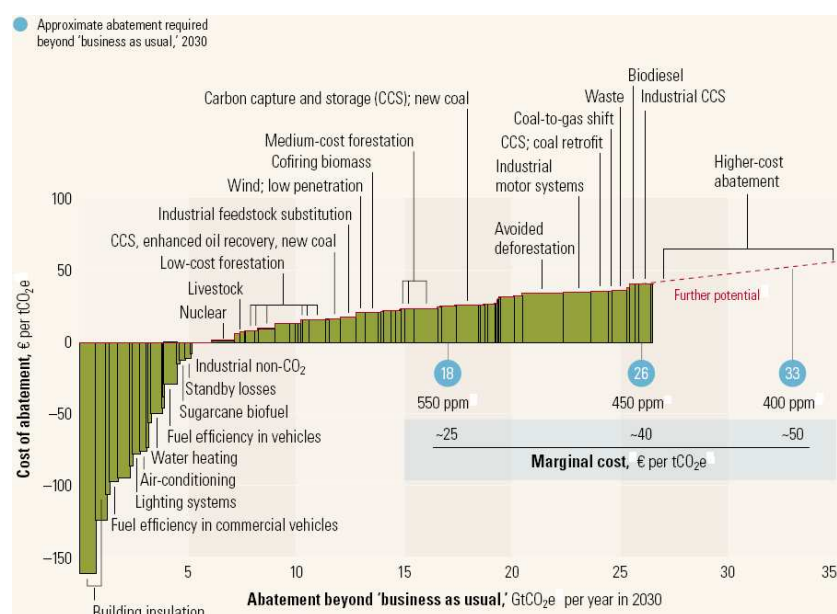
1.2.2 Les analyses sur la base des coûts de réduction sectoriels

L'efficacité économique recommande que l'on mobilise en priorité les procédés de réduction les moins coûteux et que la valeur du carbone retenue corresponde finalement au coût du dernier procédé utilisé pour satisfaire le niveau d'émissions autorisé. Dans cette optique, les analyses sur la base des coûts de réduction sectoriels ont un grand avantage car elles fournissent des indications sur

¹ Un scénario « Europe seule » suppose qu'aucune politique de grande ampleur n'est mise en œuvre hors de l'Europe. Celle-ci poursuit de manière isolée les objectifs de réduction de 20 % en 2020 par rapport aux émissions de 1990, puis de 60 % en 2050. Dans ce scénario, il n'y a aucun mécanisme de flexibilité et la valeur carbone simulée par les modèles est propre à l'Europe. Dans le « Scénario coordonné », le contexte international est coopératif et l'Europe s'inscrit alors sur un profil de réduction plus exigeant : - 30 % en 2020 par rapport à 1990 et - 80 % en 2050, en usant pour ce faire des dispositifs de flexibilité internationaux. Le « Scénario mondial volontariste » vise à stabiliser les émissions à 450 ppm tous gaz dans le monde afin de limiter à 2°C l'augmentation moyenne de température par rapport à la situation préindustrielle. La valeur du carbone est donc unique à l'échelle mondiale et applicable de facto à l'Europe. L'Europe peut donc recourir aux mécanismes de flexibilité pour satisfaire ses engagements.

l'ordre de mérite des actions possibles en faveur du climat, ainsi que sur le coût global de réduction en fonction de l'objectif de réduction. C'est ce type de démarche que l'on trouve illustré dans le Graphique 37, et qui propose une quantification des réductions d'émission au plan mondial d'ici à 2030¹ à partir d'une analyse d'ingénieur, de type « coût des potentiels de réduction » (à l'origine, *conservation supply curves*) (Enkvist et al., 2007). La caractéristique la plus discutée de cette approche est qu'elle fait apparaître des « coûts négatifs » importants, c'est-à-dire des options économiquement rentables, même en l'absence de tout dispositif d'incitation supplémentaire. La question qu'elle soulève est bien celle des raisons expliquant l'existence de ces coûts négatifs et que les économistes traduiront le plus souvent en termes de coûts de transactions, de coûts cachés ou de fonctions de décisions biaisées (dissociation du prescripteur de technologies et du consommateur final dans le secteur du bâtiment par exemple).

Graphique 37 : La courbe de coût de réduction (mondiale) en 2030



Source : Enkvist et al., McKinsey & Company, 2007

Dans la partie basse de la courbe, la plupart des mesures sont celles de l'amélioration de l'efficacité énergétique, qui sont considérées comme ayant des « coûts négatifs de réduction » : les économies d'énergie qui peuvent être réalisées dépassent les coûts d'investissement d'amélioration de l'isolation dans les bâtiments ou des systèmes efficaces d'éclairage. De telles mesures réduisent donc les émissions en diminuant la demande d'énergie². Plus haut sur la courbe, on trouve les approches pour adopter les technologies peu émettrices dans la production d'électricité et dans

¹ Enkvist et al., (2007) effectuent la même étude pour les six régions : l'Amérique du Nord, l'Europe occidentale, l'Europe de l'est (y compris la Russie), les pays développés, la Chine et les autres pays en développement et couvrent la production d'électricité, les transports, les bâtiments résidentiels et commerciaux, l'agriculture et les déchets.

² Ceci est reflété dans les conclusions récentes de la Commission dans le Livre Vert sur l'efficacité énergétique. Au moins 20 % de la consommation d'énergie peut être économisée d'une manière coût-efficace (European Commission, 2005).

l'industrie. La courbe représente également les moyens de réduction passant par la protection ou le développement de la couverture forestière, ou l'adoption de pratiques agricoles plus respectueuses. Ce type d'analyses permet aussi de comparer les moyens ou les vecteurs de la réduction des émissions indépendamment d'objectif politique d'atténuation. Dans le Graphique 37 on constate que les valeurs du carbone en 2030, qui seraient nécessaires pour être conforme aux objectifs de long terme de stabilisation des concentrations de GES dans l'atmosphère seraient respectivement de 25, 40 et 50 €/tCO₂eq pour les objectifs de 550, 450, 400 ppm.

La gamme très diversifiée des hypothèses sur les coûts futurs et les taux plausibles de déploiement des mesures et technologies disponibles pour les politiques de réduction sous-tendent cependant les estimations de leurs coûts et de leur intensité possible. Par exemple, Enkvist et al., (2007) supposent que le coût de capture et séquestration du carbone (CSC) baissera jusqu'à 20 – 30 €/tCO₂ en 2030 et que 85 % des centrales au charbon construites après 2020 seront équipées avec cette technologie. A un horizon de 25 ans, de telles hypothèses restent cependant discutables.

Plusieurs pays européens ont également étudié les options de réduction et les coûts associés à un niveau d'émission à ne pas dépasser. Ces études tiennent compte des situations locales et des potentiels pour la mise en œuvre des options de réduction. Le livre vert britannique sur l'énergie (HM Treasury, 2003) examine les mesures pour atteindre une réduction des émissions de carbone de 60 % en 2050 par rapport au niveau actuel. L'étude européenne COOL explore les possibilités de réduction des émissions de CO₂ de 80 % en 2050 par rapport à 1990 aux Pays-Bas (Tuinstra et al., 2002). En Allemagne, un rapport rédigé pour le compte de l'Agence fédérale de l'environnement analyse et identifie les options à long terme pour une réduction des émissions de CO₂ à l'horizon 2050 (Fischedick et Nitsch, 2002). En France, la Mission Interministérielle de l'Effet de Serre avait en 2004 examiné les options de réduction qui peuvent conduire à une division des émissions par quatre (facteur quatre) en 2050 par rapport aux niveaux actuels (MIES, 2004). Dans ces études, l'intensité carbone est améliorée par des portefeuilles d'actions adaptés telles que l'efficacité énergétique, les énergies renouvelables ou la CSC. En termes de coûts de réduction, les évaluations britanniques montrent que pour une réduction de 60 %, les coûts marginaux de réduction en 2050 se situeraient dans une fourchette de 329-448 £/tC (soit 115-157 €/tCO₂).

1.2.3 Le coût de réduction : d'où provient la variété des estimations ?

Les estimations du coût marginal de réduction des émissions de carbone varient donc de manière importante. La forme et l'ampleur des substitutions et des élasticités de la demande, la représentation du renouvellement du stock de capital, les ajustements de la demande d'énergie, ainsi que le niveau des émissions *business as usual*, sont tous pris en compte dans les estimations des coûts. Comme Weyant et Hill (1999) le font remarquer, « *the information embedded in [these curves] ... is an extremely valuable starting point in the process of understanding model differences* » (cf. Repetto et Austin, 1997 ; Barker et al., 2002 également). Nous distinguons trois facteurs principaux qui peuvent contribuer aux différences de coûts de réduction carboniques :

1. Les prévisions des émissions dans le scénario de référence (*business as usual*), qui déterminent la quantité nécessaire de la réduction pour réaliser un objectif fixé ;

Des différences importantes existent parmi les modèles pour les émissions du scénario de référence. Ces écarts s'expliquent par les incertitudes relatives aux forces déterminantes des émissions, tels que la croissance de la population, le développement économique, ainsi que la production d'énergie, sa conversion et son utilisation finale. Un scénario de référence avec des émissions élevées demande une réduction plus importante qu'un scénario avec des émissions basses. Par exemple, pour le même objectif (e.g. la catégorie IV selon la classification GIEC) la réduction peut différer de 370 à 5 500 Gt CO₂ (Fisher et al., 2007). Moins l'ampleur des réductions à atteindre sera élevée, et plus la valeur du carbone nécessaire sera faible.

2. Les caractéristiques structurelles du modèle, en particulier le degré de désagrégation sectorielle et le traitement des dynamiques technologiques, la représentation des possibilités de substitution, les couplages internationaux et les modes de résolution dans les modèles. Ces derniers peuvent en effet être interprétés comme les représentations différentes des anticipations des acteurs économiques (cf. section 1.2.3.1 pour les approches de résolution) ;

Les options de réduction spécifiques et le traitement du progrès technologique varient selon les modèles. Par exemple, certains modèles incluent les puits des forêts et seuls quelques uns des modèles incluent la CSC comme option de réduction. Les hypothèses sur le progrès technique et les dynamiques des trajectoires technologiques influencent également le développement du scénario *business as usual* : plus on est optimiste sur la performance des technologies, plus vite celles-ci permettent de réduire la consommation d'énergies fossiles ou de capturer et de stocker le CO₂, plus les coûts marginaux de réduction sont faibles¹.

3. Le régime considéré de la politique climatique (surtout le degré de flexibilité internationale permis afin d'être en conformité avec les contraintes d'émissions).

Pour les estimations des coûts marginaux de réduction, la majorité des modèles suppose des marchés transparents, l'absence de coûts de transaction et donc la mise en place parfaite des mesures politiques, ce qui conduit à l'adoption universelle des mesures coût-efficaces de réduction, telles que les taxes carbone ou les programmes de *cap & trade* universels. En général, ces hypothèses supposent des prix du carbone égaux dans toutes les régions, pays et secteurs. Le relâchement de ces hypothèses de modélisation (e.g. l'absence d'échange d'émissions ou seulement la participation des certains pays dans le marché carbone) conduirait à l'augmentation des prix du carbone.

¹ Une comparaison récente entre les évaluations *ex-ante* et *ex-post* des politiques environnementales montre que les coûts réels peuvent être 2 à 6 fois inférieurs aux coûts anticipés (Oosterhuis, 2006). Les raisons de cette surestimation diffèrent d'un cas à l'autre. Dans la majorité des cas cependant, il semble que l'information suffisante n'est pas disponible pour évaluer adéquatement les impacts possibles d'innovation, des effets d'apprentissage et des économies d'échelle sur le développement des coûts et sur la performance des nouvelles technologies dans le temps.

Nous explicitons davantage dans la sous-section suivante les approches de résolution pour les modèles de prospective énergie-environnement-économie (cf. section 2.1 pour la description de ces modèles). Les choix méthodologiques dans ce domaine renvoient aux hypothèses faites sur les comportements d'acteurs et les modalités de la prise des décisions, et par conséquent le coût de réduction et le prix du carbone. Cette analyse est utile pour l'exercice empirique de la section 1.4.3 où le rôle des anticipations est examiné sur la tendance des prix du carbone à long terme.

1.2.3.1 Le rôle des anticipations et les approches de solution dans les modèles

La politique climatique devrait être prévisible. De nombreux équipements énergétiques et les infrastructures associées ont des durées de vie de plus de 50 ans. Les décisions concernant les investissements doivent donc être basées sur des anticipations des conditions économiques à très long terme, y compris pour le prix du carbone. Or l'incertitude concernant la politique climatique future se traduit par un prix du carbone incertain. Si les décideurs anticipent l'incertitude considérable sur la viabilité ou les modalités de la politique climatique future, cela peut retarder les investissements nécessaires pour lutter contre le changement climatique. Inversement, s'ils anticipent que le prix du carbone augmentera à un taux régulier, l'horizon temporel auquel les technologies moins intensives en carbone seront adoptées pourrait être avancé et le prix du carbone réduit, tout en stimulant néanmoins des investissements compatibles avec les trajectoires de réduction des émissions coût-efficaces.

Des approches très différentes permettent de représenter les anticipations des agents économiques, allant des anticipations statiques aux anticipations myopes, adaptatives, extrapolatives et régressives (Minford et Peel, 2002 ; Romer, 2005). Cependant, afin d'avoir une formation agrégée des anticipations, deux approches contrastées sont le plus souvent considérées :

(1) Depuis la publication de l'article fondateur de Muth (1961), l'hypothèse des anticipations rationnelles est une approche prédominante dans la littérature de l'économie néoclassique. Selon cette hypothèse, les comportements sont anticipés de manière optimale et les investisseurs sont considérés comme des optimisateurs intertemporels lorsqu'ils font des prévisions. Cela implique le rejet de l'hypothèse de la causalité temporelle, c'est-à-dire que les anticipations des états futurs de système ne dépendent pas des états historiques. On suppose que les firmes disposent d'une connaissance complète des équations et des paramètres structurels décrivant le système qu'elles essayent de prévoir ; la possibilité d'erreurs systématiques dans la prévision est donc exclue. Bien que l'hypothèse des anticipations rationnelles puisse être utile comme un point de référence, cette représentation des anticipations des acteurs peut aussi ne pas être réaliste de manière comportementale, compte tenu de l'évidence d'une certaine myopie dans la prise des décisions (Wirl, 1991)¹.

¹ Dans le cadre des marchés électriques, les premières études sur l'efficacité informationnelle des marchés à terme rejettent l'hypothèse de la rationalité et fournissent l'évidence que les prix à terme sont dictés par les niveaux historiques des prix spot (Gulay Avsar et Goss, 2001).

(2) La deuxième démarche est basée sur l'hypothèse de la rationalité limitée. Selon cette hypothèse, les acteurs ne connaissent pas la spécification exacte du système qu'ils essayent de prévoir et de nombreux paramètres doivent souvent être évalués sur la base de jugements (Simon, 1955). Fréquemment, on considère que l'expérience est une dimension cruciale du processus de prévision, et d'une extrême importance dans la détermination des résultats. Ce fait accorde aux modélisateurs suffisamment de liberté pour ajuster leurs modèles prospectifs jusqu'à ce qu'ils obtiennent des résultats s'accordant raisonnablement avec la croyance conventionnelle prédominante de l'époque. Puisque les valeurs actuelles et historiques sont importantes pour la formation des croyances conventionnelles, les formulations des anticipations adaptatives basées sur l'extrapolation des tendances historiques peuvent aussi reproduire le comportement prévisionnel agréé.

Dans les modèles de prospective, les anticipations des acteurs économiques se traduisent par différentes approches pour la résolution ou la simulation du modèle. Certains modèles fournissent la solution sur la base de l'optimisation intertemporelle où les options de réduction sont adoptées avec une prévision parfaite. Les modèles d'optimisation intertemporelle ou de prévision parfaite (ou encore incorporant les anticipations rationnelles) (e.g. MARKAL, GRAPE, MERGE, MESSAGE-MACRO) supposent que les agents économiques connaissent les prix futurs et prennent donc des décisions pour minimiser les coûts de manière intégrée dans le temps (Fisher et al., 2007).

Les autres modèles sont basés sur une dynamique récursive, ce qui permet de n'adopter des options d'atténuation que sur la base du prix du carbone observé ou projeté par des anticipations adaptatives. Dans le premier cas, les décisions sont donc prises en tenant compte de la myopie des agents. Selon cette approche, les prix anticipés pour la période future sont supposés constants par rapport à la période courante à laquelle les décisions sont prises. Les modèles de dynamique récursive utilisant cette approche (e.g. IMAGE, MiniCam, POLES) conduisent généralement à des prix du carbone plus élevés, pour atteindre la même quantité de réduction d'émissions, que les modèles d'optimisation intertemporelle, puisque les émetteurs manquent de prévoyance et de la bonne anticipation qui permettrait d'entreprendre des actions de réduction plus tôt et potentiellement moins coûteuses (Gurgel et al., 2007). Le deuxième cas correspond à une hypothèse selon laquelle les agents formulent des anticipations en rationalité limitée, connus sous le nom d'anticipations adaptatives ou d'extrapolation (e.g. NEMS, POLES dans sa forme d'anticipations adaptatives). C'est une approche qui suppose que les agents extrapolent les tendances récentes en prenant des décisions à long terme sur la base de leur connaissance du passé (Energy Information Administration, 2005). Cette hypothèse est formulée en extrapolant les prix courants de l'année de projection, par exemple en utilisant la croissance annuelle moyenne des quelques années avant la projection. Les prix du carbone déterminés en suivant cette approche se situent en général dans la fourchette des prix issus des modèles employant les anticipations rationnelles et les modèles utilisant les anticipations myopes.

En réalité, les firmes anticipent à des divers degrés. Si, par exemple, la législation spécifie le SCEQE et son architecture pour 2020, on peut s'attendre à ce que les producteurs anticipent la politique et commencent à la prendre en compte dans leurs décisions. Même sans le passage

d'aucune législation, les preuves s'accumulant sur la menace du changement climatique ont certainement influencé certaines décisions – telles que l'attention accrue vers la recherche de technologies moins émettrices – puisqu'elles suggèrent la possibilité de futures politiques climatiques plus contraignantes (Gurgel et al., 2007). Une fois la politique mise en place, si les investisseurs anticipent un prix du carbone croissant, ils peuvent choisir de construire une centrale moins émettrice que ce qui est justifié par le prix carbone de l'année en cours, plutôt que de regretter par la suite un investissement plus polluant et donc d'un fonctionnement plus coûteux en raison des amendes sur les émissions¹. En réalité, ni les producteurs ni les modélisateurs ne peuvent parfaitement connaître le futur, donc leurs comportements se situeront probablement entre les représentations récursives (myopes, adaptatives) et l'optimisation intertemporelle (comportement rationnel).

Les approches de résolution des modèles, qui permettent un certain niveau d'anticipation de la politique climatique, peuvent donc fortement affecter l'évolution du prix du carbone. Ceci est davantage mis en valeur dans l'étude empirique de la section 1.4.3.

1.3 Le choix de l'approche coût-efficacité

Nous avons montré dans les sections précédentes que chaque approche théorique pour établir le prix du carbone a ses mérites et ses inconvénients. L'approche coût-avantage cherche à définir le niveau optimal des émissions de GES. Cependant, les controverses qui ont entouré la publication du rapport Stern témoignent de la sensibilité des résultats aux différents paramètres retenus, en particulier le taux d'actualisation. L'approche coût-efficacité cherche quant à elle à associer à un effort donné une valeur carbone cohérente avec l'objectif de réduction des émissions. Les difficultés résident cependant dans la modélisation dynamique, d'une part des comportements de réponse aux prix et d'autre part de l'évolution du progrès technique.

Selon la théorie économique, si les calculs sur les coûts sociaux étaient complets, si ces coûts étaient internalisés et les marchés parfaits, les efforts pour réduire les émissions continueraient jusqu'à ce que le coût marginal de réduction soit égal au coût social des impacts. Donc si un système de permis d'émissions négociables ou de taxe environnementale globale existait pour internaliser l'externalité du changement climatique, le prix des permis ou la taxe correspondraient à la valeur du coût social du carbone (Pearce, 2003). Si le prix des permis ou la taxe se révèlent inférieurs au coût social, c'est que l'allocation totale des permis a été trop généreuse (ou la taxe fixée à un niveau trop bas), et *vice versa*. Par exemple, au début du SCEQE le prix des permis était dans le bas de la gamme des valeurs estimées du coût social du carbone, mais il a augmenté rapidement jusqu'à 30 €/tCO₂ avant de chuter presque jusqu'à zéro, en suscitant des inquiétudes sur l'allocation trop généreuse des permis au début du programme. Dans le monde réel, les marchés ne sont donc pas

¹ Kaufmann (1994) soutient que les anticipations des agents sur les coûts influencent le choix technologique, mais que la précision de leurs anticipations est dépendante de l'information dont ils disposent. Autrement dit, si les signaux-prix ne sont pas clairs, les agents peuvent anticiper un mauvais signal pour les émissions et peuvent faire un choix technologique sous-optimal.

parfaits, les calculs des valeurs du coût social du carbone ne sont pas complets, et tous les deux masquent les différences considérables entre les régions et les types d'impacts. Afin de déterminer la tendance de la valeur du carbone dans le temps nous retiendrons l'approche coût-efficacité, et ce pour plusieurs raisons.

Premièrement, les objectifs de politique climatique qui serviront de base à la détermination de la valeur du carbone sont désormais correctement identifiés depuis les engagements pris au plan européen en Janvier 2008 (engagement unilatéral de réduire de 20 % les émissions de GES entre 1990 et 2020 ou de 30 % en cas d'accord international). De tels engagements fermes à moyen terme renforcent la crédibilité des objectifs européens à long terme¹. De plus, certains gouvernements européens se prononcent sur des « objectifs de réduction légalement contraignants » à long terme. En 2008, le gouvernement britannique a indiqué qu'un objectif de réduction d'au moins 60 % des émissions de CO₂ au Royaume-Uni en 2050 deviendrait, en vertu de la loi sur le changement climatique, une obligation légale (DEFRA, 2008). La loi de programmation et d'orientation sur la politique énergétique du 13 juillet 2005 engage la France sur le sentier du facteur quatre, soit une diminution de 75 % des émissions de GES en 2050 par rapport aux niveaux actuels, avec un cheminement en principe linéaire sur toute la période (Legifrance, 2005). Le Parlement suédois, le *Riksdag*, a déclaré un objectif de réduction des émissions de GES de moitié en 2050 par rapport à leurs niveaux en 2004 (Weaver et al., 2007). De même, l'enquête de la Commission parlementaire en Allemagne a proposé une réduction de 80 % des émissions de GES en 2050 par rapport à 1990 (cf. EEAC, 2004). La réalisation de telles attentes dépendra évidemment de l'efficacité des politiques climatiques entreprises. Cependant, ces engagements ainsi que les déclarations de la Commission sur la poursuite du SCEQE après 2020 et les réductions de l'ordre de 60-80 % des émissions de GES en 2050 par rapport à 1990, renforcent le choix de s'appuyer sur des politiques de fixation des quantités pour en déduire la croissance de valeur carbone à long terme.

Deuxièmement, l'approche coût-efficacité présente l'avantage de pouvoir être mise en œuvre plus aisément dans le cadre des modèles existants et fréquemment employés par la Commission Européenne dans ses analyses des politiques climatiques (e.g. PRIMES, GEM-E3, PACE, POLES) (cf. European Commission, 2008a pour l'utilisation et la description de ces modèles).

Dans le contexte de l'approche coût-efficacité choisie, il n'est donc plus nécessaire de se référer aux analyses des dommages de l'effet de serre. On suppose que ces éléments, ainsi que les autres connaissances scientifiques pertinentes, ont été pris en compte dans le processus de définition des objectifs politiques. Conformément aux objectifs de long terme pris par l'Europe et certains pays européens, nous considérerons donc dans la section suivante, un renforcement de l'objectif européen

¹ Le dernier sommet du G8 (comprenant les huit puissances mondiales que sont le Japon, la Grande-Bretagne, l'Allemagne, la France, l'Italie, la Russie, les Etats-Unis et le Canada) a arrêté un objectif quantitatif au niveau mondial de réduction de 50 % pour 2050 (Besson, 2008). Suite à ce sommet, le secrétaire général de l'ONU dans son communiqué a rappelé l'importance des objectifs de moyen terme en signalant que « *by next year (2009) in Copenhagen we need to collectively agree to ambitious mid-term emission reduction targets for developed countries, coupled with meaningful efforts by developing countries to reduce the growth of their emissions, consistent with the principles of common but differentiated responsibilities* ».

qui passerait de 20 % en 2020 à 60 % en 2050 (facteur trois) dans une contrainte mondiale de 50 % de réduction des émissions de CO₂ en 2050 par rapport à 1990. Nous analyserons la tendance des valeurs du carbone cohérente avec ces objectifs. Avec ce scénario, on se place quelque part dans la fourchette de stabilisation des concentrations de GES dans l'atmosphère considérée comme optimale par le rapport Stern (vers 450-550 ppm CO₂e).

1.4 L'analyse avec le modèle POLES

Le modèle POLES est mobilisé pour fournir des ordres de grandeur de la valeur du carbone requise pour respecter les objectifs d'émission à long terme. Nous rappelons que c'est un modèle énergétique d'équilibre offre/demande à simulation récursive. À partir d'un point initial, puis d'année en année, le modèle effectue des ajustements progressifs des variables d'offre et de demande d'une part, et de prix d'autre part (y compris pour le pétrole), en jouant sur les élasticités des différentes demandes par rapport au prix de l'énergie, lui-même fonction de la demande. Le modèle permet d'identifier la valeur du carbone qui s'ajoute au prix de l'énergie et permet ainsi d'atteindre les objectifs de réduction des émissions. Dans les bilans de l'énergie et des émissions de CO₂, cette valeur carbone affecte le système énergétique par le jeu des fonctions de demande avec élasticité-prix et des modifications dans la compétitivité relative des différentes technologies énergétiques.

Nous commençons notre analyse par la présentation du scénario de référence et du scénario avec politique climatique, puis les implications pour les choix technologiques seront examinées. Ensuite, les deux solutions retenues pour la représentation des anticipations de la politique climatique possibles avec le modèle POLES sont présentées, ce qui permettra alors une analyse contrastée des tendances du prix du carbone. L'étude montre en particulier que pour réaliser les objectifs de la Commission, le manque d'anticipation de la politique climatique nécessiterait un prix du carbone plus important de 32-33 % à moyen terme (2020-2030) et de 10-22 % à long terme (2040-2050) par rapport à la situation où les acteurs anticipent le renforcement de la politique climatique.

1.4.1 La construction des scénarios de référence et de politique

La construction d'un scénario de référence fournit une image possible du monde de l'énergie en 2050, sur la base d'hypothèses exogènes plausibles, compte tenu des tendances et des contraintes actuellement identifiées. Il ne s'agit pas d'une prévision, mais simplement d'une projection énergétique cohérente pour un futur possible. C'est à partir de cette projection que peuvent ensuite être élaborés des scénarios de politiques en matière de lutte contre le changement climatique. Nous présenterons tout d'abord les hypothèses exogènes sur lesquelles repose le scénario de référence, puis le scénario de politique climatique et les résultats en termes d'émissions et de prix des énergies primaires.

Pour établir une base de discussion cohérente sur les résultats des simulations, un jeu d'hypothèses identiques a été retenu. Le Tableau 25 résume les hypothèses macro-économiques et démographiques retenues pour le scénario de référence. Elles découlent d'hypothèses définies pour

chacune des régions prises en compte dans le modèle. Le ralentissement de la croissance démographique mondiale provient par exemple de dynamiques contrastées : sur 2030-2050, la population de quatre régions décroît¹, tandis que celle des autres régions continue d'augmenter, quoique plus lentement qu'auparavant. De même, la multiplication par quatre du PIB mondial d'ici 2050 reflète une croissance économique beaucoup plus rapide dans les pays en développement que dans les pays industrialisés, mais avec également une décélération très marquée de la croissance en Chine, due au vieillissement attendu de la population. Le scénario de référence n'est donc pas un scénario de pure extrapolation².

Tableau 25 : Les hypothèses démographiques et macro-économiques exogènes

	2010	2020	2030	2040	2050	Croissance (%/an)			
<i>Indicateurs Clefs</i>						2010/20	20/30	30/40	40/50
<i>Population (Milliards)</i>	6.91	7.67	8.32	8.82	9.19	1.1%	0.8%	0.6%	0.4%
<i>PIB (M€)</i>	76 116	108 433	143 861	183 258	228 416	3.6%	2.9%	2.4%	2.2%
<i>PIB par habitant (€)</i>	11 021	14 143	17 296	20 769	24 851	2.5%	2.0%	1.8%	1.8%

Le *US Geological Survey (USGS)*³ est la source principale pour l'information utilisée concernant les ressources en énergies primaires. Il fournit l'ensemble des estimations et les probabilités attachées au niveau mondial et régional. Concernant les développements technologiques, les coûts et les performances sont obtenus à partir d'une base de données TechPol, qui permet la maximisation de la cohérence des hypothèses exogènes pour les différents horizons de temps et pour les différentes technologies (cf. Menanteau, 2006). Aucune politique climatique n'est supposée dans le développement du scénario de référence.

En conséquence des tendances et des changements structurels et technologiques supposés dans le scénario de référence, les émissions de CO₂ mondiales sont multipliées par un facteur supérieur à deux en 2050 par rapport à 2000. En raison du ralentissement de la croissance de population et de l'augmentation des prix des énergies (cf. Graphique 39), les émissions totales des pays de l'Annexe B croissent lentement, passant de 14,3 Gt CO₂ en 2000 à 17,6 Gt CO₂ en 2030 pour atteindre 18,5 Gt CO₂ en 2050. Pendant la période 2010-2030, les émissions de carbone européennes augmentent faiblement avec un taux de croissance annuelle de 0,18 %, puis décroissent légèrement (0,04 %/an) pendant la période 2030-2050 (cf. Graphique 38). En revanche, l'augmentation est significative dans les pays non Annexe B : à partir de 9 Gt CO₂ en 2000 ils dépassent les pays de l'Annexe B avant 2010 pour atteindre 32,4 Gt CO₂ en 2050, représentant alors presque les deux tiers des émissions totales mondiales de CO₂.

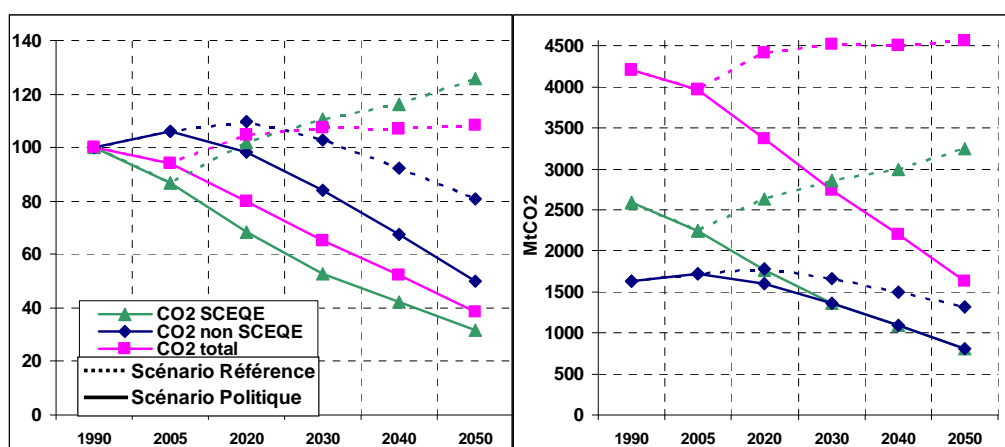
¹ Il s'agit de l'Europe, de l'Australasie, de la Communauté des Etats Indépendants et de la Chine

² Ces hypothèses ont été développées par les équipes de modélisation du Cired, d'Enerdata et du Lepii-Epe dans la cadre de l'étude « Scénarios de transition vers un monde économe en carbone en 2050 : quels enjeux pour l'industrie ? » réalisée entre 2004 et 2008 et pilotée par l'Iddri et EpE. Cf. http://www.epe-asso.org/5-1.php?id_rap=95 [consulté le 24/09/09].

³ Cf. <http://www.usgs.gov> [consulté le 24/09/09]

Contrairement au scénario de référence, le scénario de politique climatique suppose que l'Europe réduise ses émissions de 20 % en 2020 par rapport à celles de 1990, puis de 60 % en 2050 (cf. Graphique 38). Nous supposons que le système énergétique européen reste, comme aujourd'hui, partagé entre, d'une part, les secteurs soumis au SCEQE qui impliquent les grandes industries et le secteur électrique européens, et de l'autre, les secteurs non soumis au SCEQE qui incluent le transport, les secteurs résidentiels, les services et l'agriculture. La distribution de l'effort relatif de réduction entre les secteurs du SCEQE et hors du SCEQE est basée : (i) à moyen terme (2020) sur les indications de la Commission de réduire les émissions de 21 % dans les secteurs du SCEQE et de 10 % dans les secteurs non SCEQE par rapport à leurs niveaux de 2005 (Commission Européenne, 2008) et (ii) à long terme sur l'option de coût-efficacité assurant le coût minimal global (cf. Graphique 38).

Graphique 38 : Les profils d'émissions dans l'UE27 dans les scénarios de référence et politique, (Indicés sur 1990 et en MtCO₂)

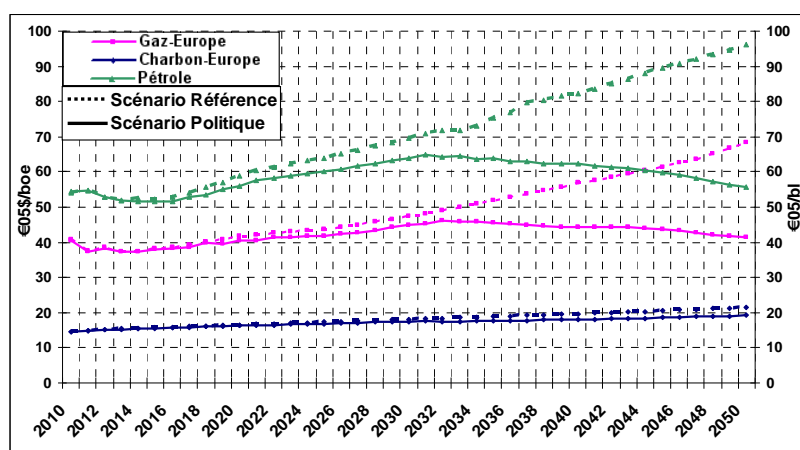


Source : modèle POLES (2009)

Le niveau des émissions en 2050 dans le scénario de politique climatique est réduit de 64 % dans les secteurs du SCEQE et de 49 % dans les secteurs non-SCEQE par rapport au niveau des émissions en 2005. Le scénario de politique climatique suppose que l'UE27 poursuit ses objectifs de manière isolée, c'est-à-dire que toutes les réductions des émissions s'accomplissent à l'intérieur de l'Europe. Cependant, le reste du monde n'est pas pour autant supposé être exempté de contraintes carbone puisque nous supposons qu'à long terme (2050) les émissions mondiales de CO₂ diminueront de 50 % par rapport à leurs niveaux de 1990 (avec des réductions d'émissions pour le reste des pays de l'Annexe B à partir de 2005 et pour les pays non Annexe B à partir de 2020). L'hypothèse de la contrainte au niveau mondial a été adoptée non pas pour simuler un scénario international complet et réaliste, mais avant tout pour encadrer l'évolution endogène des prix des énergies primaires dans le modèle. Une contrainte carbone appliquée seulement sur l'UE27 n'aurait pas le même effet sur la détermination de prix de l'énergie primaire (e.g. du pétrole) qu'une contrainte appliquée au niveau mondial (cf. Graphique 39).

En conséquence des dynamiques de la consommation et de la production mondiale dans le scénario de référence, le prix du pétrole augmente sur toute la période considérée (cf. Graphique 39). Le prix du gaz suit une évolution similaire, à un niveau cependant inférieur qui reflète une contrainte de ressource relativement moins forte, ou plutôt décalée dans le temps, ainsi qu'une décote due au coût des infrastructures de transport-distribution. En revanche, le scénario de politique climatique présente des prix des énergies primaires moins importants par rapport au scénario de référence. En 2050, ils atteignent 54 €/bl pour le pétrole, 36 et 17 €/boe pour le gaz naturel et le charbon, contre respectivement 86, 49 et 19 € dans le scénario de référence. La réduction des émissions de CO₂ implique la réduction de la consommation des combustibles fossiles, ce qui a un impact particulièrement important sur les prix de ces ressources, contrairement à ce qui pourrait être envisagé dans le cas de la rareté croissante et de prix en augmentation rapide. L'application de la politique climatique dans une large mesure « soulage » donc les défis des ressources telles que le gaz et le pétrole.

Graphique 39 : Le prix international du pétrole (€/bl) et les prix européens du gaz et du charbon (€/boe) (scénario référence et scénario de politique climatique sur la période 2010-2050)



Source : modèle POLES (2009)

Nous regardons ensuite les implications des scénarios de référence et de politique sur les choix technologiques dans le secteur de la production d'électricité au cours des quarante prochaines années. Nous examinerons alors dans la section 1.4.3 les conséquences de la prise en compte des anticipations en montrant que pour parvenir à la même structure de production d'électricité dans l'UE27 (cf. Tableau 26), le prix du carbone peut être très contrasté selon que les investisseurs anticipent ou non la politique climatique.

1.4.2 Les implications pour le choix technologique¹

A partir du mix actuel des combustibles fossiles dans la production d'électricité européenne, les évolutions dans le secteur électrique sont dominées par une série de changements structurels dont la dynamique peut être décrite de la manière suivante (cf. le Tableau 26) :

Dans le scénario de référence

- La part de la capacité thermique dans la capacité totale diminue de 59 % en 2010 à 57 % en 2050, principalement grâce à la contribution réduite des capacités à base de fioul. A l'intérieur de la capacité thermique, les technologies avancées du charbon et la cogénération gagnent progressivement de l'importance dans la capacité thermique. La contribution de la capacité nucléaire diminue jusqu'en 2030 puisque certaines centrales de seconde génération arrivent en fin de vie. A partir de 2040, on observe l'apparition des centrales de quatrième génération, ce qui permet de stabiliser la part des capacités nucléaires dans les capacités totales de production. Le scénario de référence montre également un recours important aux énergies renouvelables, notamment l'éolien, le solaire et la biomasse. Grâce à de meilleures performances technologiques, leur contribution à la capacité totale (sauf la grande hydraulique) passe de 11 % en 2010 à 25 % en 2050.

Dans le scénario de politique climatique

- La « décarbonisation » du secteur électrique européen inclut quatre options différentes. La première option est, à moyen terme, simplement la substitution de certaines capacités de production au charbon par celles au gaz, qui ont l'avantage d'un contenu inférieur en CO₂ par unité d'électricité délivrée. Les trois autres options impliquent des familles distinctes de technologies : les énergies renouvelables ; les centrales nucléaires avec une apparition plus importante des technologies nucléaires de quatrième génération par rapport au scénario de référence ; et finalement la capture et séquestration du carbone (CSC) pour les grandes installations thermiques.

¹ Ici, la discussion sur le mix technologique implique que les investisseurs sont neutres par rapport au risque : la prime de risque est nulle. Le comportement alternatif est représenté dans la section 2.3.

Tableau 26 : La structure de la capacité de production d'électricité dans le scénario de politique climatique et de référence en UE27 (en pourcentage de la capacité de production)

UE27	Scénario Politique				Référence					
	2010		2020		2030		2040		2050	
Capacité de production d'électricité (GW)	863	824	942	883	960	983	965	1092	1125	1221
Thermique dont :	54%	59%	51%	61%	47%	61%	41%	58%	38%	57%
Charbon, lignite	38%	39%	33%	41%	27%	43%	18%	45%	15%	50%
dont les technologies conventionnelles	97%	97%	77%	67%	63%	42%	50%	31%	25%	37%
dont les technologies avancées	3%	3%	23%	33%	37%	58%	50%	69%	75%	63%
dont le CCS	0%	0%	32%	0%	57%	0%	69%	0%	81%	0%
Gaz	46%	46%	46%	47%	45%	48%	40%	47%	33%	40%
dont les technologies conventionnelles	36%	34%	36%	32%	34%	31%	30%	32%	24%	37%
dont le cycle combiné	44%	47%	42%	49%	40%	49%	33%	47%	31%	38%
dont le CCS	0%	0%	10%	0%	32%	0%	37%	0%	53%	0%
dont la cogénération (industrie)	19%	19%	21%	19%	25%	20%	36%	21%	45%	25%
Fioul	11%	11%	8%	8%	6%	5%	5%	3%	3%	4%
Biomasse	5%	4%	13%	4%	23%	4%	38%	5%	49%	6%
Nucléaire	15%	16%	11%	12%	9%	11%	9%	11%	11%	10%
dont le nouveau design (IV)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	8%	1%	30%	4%
Hydro (grande)	15%	16%	14%	15%	15%	14%	15%	13%	13%	11%
Hydro (petite)	3%	3%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%
Eolien	12%	6%	20%	9%	25%	12%	30%	14%	30%	16%
Solaire	0%	0%	1%	0%	1%	1%	3%	2%	6%	4%
Production d'électricité (GWh)	3461	3473	3706	3900	4038	4435	4434	5048	5066	5612
Thermique dont :	56%	60%	58%	66%	61%	69%	62%	69%	56%	69%
Charbon, lignite	49%	52%	35%	54%	28%	55%	21%	56%	17%	61%
dont les technologies conventionnelles	97%	97%	67%	65%	52%	41%	46%	32%	21%	38%
dont les technologies avancées	3%	3%	33%	35%	48%	59%	54%	68%	79%	62%
dont le CCS	0%	0%	36%	0%	60%	0%	71%	0%	83%	0%
Gaz	39%	38%	42%	38%	40%	38%	33%	36%	25%	29%
dont les technologies conventionnelles	37%	35%	31%	29%	31%	26%	34%	28%	27%	33%
dont le cycle combiné	48%	50%	54%	56%	53%	60%	47%	57%	46%	48%
dont le CCS	0%	0%	15%	0%	37%	0%	40%	0%	56%	0%
dont la cogénération (industrie)	15%	15%	15%	14%	15%	14%	19%	15%	27%	19%
Fioul	7%	7%	4%	4%	3%	2%	4%	2%	2%	2%
Biomasse	5%	4%	19%	5%	29%	5%	42%	6%	56%	7%
Nucléaire	27%	27%	21%	20%	15%	17%	13%	17%	18%	15%
dont le nouveau design (IV)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	9%	1%	30%	4%
Hydro (grande)	9%	9%	8%	8%	8%	7%	7%	6%	6%	6%
Hydro (petite)	2%	2%	2%	2%	2%	1%	2%	1%	1%	1%
Eolien	6%	3%	11%	4%	13%	5%	15%	6%	16%	7%
Solaire	0%	0%	0%	0%	1%	0%	1%	1%	2%	1%
Emissions CO₂ (MtCO₂)	3923	4076	3364	4415	2765	4521	2257	4502	1677	4565

Source : modèle POLES (2009)

Les technologies les plus impactées par les objectifs de réduction d'émissions sont les technologies thermiques intégrant la CSC et le nucléaire, qui ensemble représentent plus de 50 % des capacités additionnelles dans le scénario de politique climatique en 2030. Après 2040, la gazéification de la biomasse avec la CSC prend rapidement une part croissante des nouvelles constructions. En revanche, dans le scénario de référence ces technologies zéro carbone sont remplacées principalement par le développement important des technologies thermiques avancées comme le charbon pressurisé supercritique et la gazéification intégrée du charbon en cycle combiné, et aussi, dans une moindre mesure, par les contributions des turbines à gaz en cycle combiné et les centrales thermiques conventionnelles au charbon et au lignite.

Dans la section suivante sont étudiées les tendances du prix du carbone à long terme résultant des contraintes de réductions des émissions imposées dans le scénario de politique climatique.

1.4.3 Les tendances référentielles du prix carbone à long terme

Avant de présenter les prix du carbone en ligne avec les réductions d'émissions du scénario de politique climatique, nous exposons les deux régimes pour les anticipations de la politique climatique que le modèle POLES est capable d'appréhender et qui influencent différemment l'évolution de prix du carbone. Ce sont :

1. les anticipations myopes (ou pas d'anticipations du prix du carbone). Ici, le décideur a l'information sur les coûts d'émissions dans la période actuelle, alors que le modèle est résolu dynamiquement le long des pas de temps dans une manière *time-forward*. Les coûts des réductions des émissions sur la durée de vie d'une technologie sont donc calculés en utilisant le prix du carbone de l'année d'achat de la technologie. Le résultat représente donc les conséquences des choix d'agents myopes ou adoptant une vision à court terme (*short termists*) avec pour conséquence des décisions qui ne seraient donc corrects que si les coûts des différentes options de production et de réduction des émissions demeuraient constants pendant la durée de vie de la technologie
2. les anticipations *adaptatives* (dites de rationalité limitée). Les anticipations de la hausse des prix du CO₂ dans tous les secteurs sont alors fondées sur l'extrapolation de la hausse rencontrée dans les *n* dernières années.

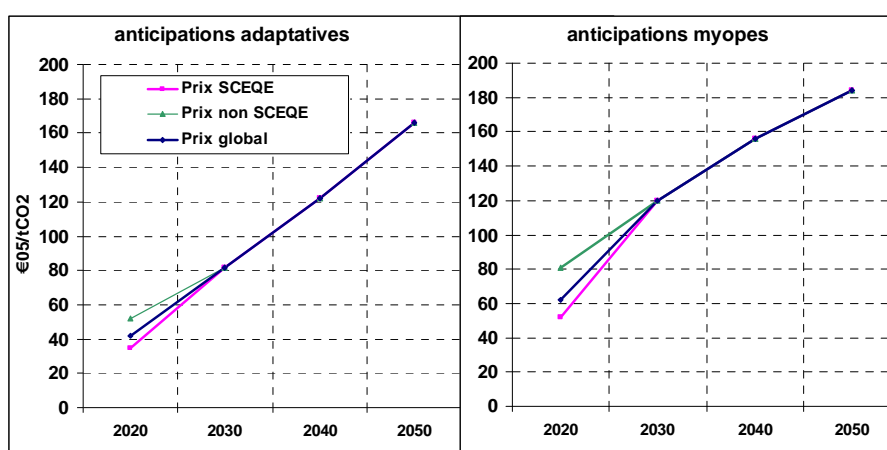
Etant donné la dynamique récursive du modèle POLES, le modèle ne permet pas une optimisation que supposerait l'utilisation des anticipations parfaites/rationnelles. Cependant, les deux régimes évoqués permettent l'analyse des deux comportements contrastés des investisseurs par rapport à l'incertitude pesant sur la future politique climatique : (i) une hypothèse avec des acteurs s'engageant dans des actions précoces car ils croient que les objectifs de réduction indiqués par la Commission se confirmeront à long terme (*anticipations adaptatives*) ; (ii) une hypothèse avec des acteurs se contentant de prendre en compte les incitations en cours car ils considèrent que les incertitudes sur la politique future sont trop fortes pour que les objectifs soient vraiment crédibles (*anticipations myopes*). Dans le modèle, les anticipations adaptatives de la hausse de prix de CO₂ sont fondées sur l'extrapolation de la hausse rencontrée dans les dix dernières années par rapport à l'année zéro/initiale dans le cas des anticipations myopes. Nous rappelons cependant que dans les deux cas d'anticipations notre premier objectif n'est pas d'examiner leurs conséquences sur le mix technologique ou les coûts de réduction dans le temps¹. Nous cherchons plutôt à montrer les variations attendues dans le prix du carbone selon les deux régimes d'anticipation dans le cas où l'objectif de réduction d'émissions est déjà fixé à long terme.

Les objectifs du scénario de politique climatique sont atteints avec les prix du carbone illustrés dans le Graphique 40. Les valeurs du carbone représentent les prix implicites globaux pour atteindre les objectifs de réduction, composés jusqu'à 2020 des prix implicites pour les réductions dans les secteurs non SCEQE et du prix du marché du SCEQE. Les prix du carbone s'avèrent plus importants dans le cas où les investisseurs sont myopes et anticipent toujours un prix du carbone plus faible, ce

¹ Ceci nécessite en général des analyses dynamiques qui cherchent la trajectoire optimale de réduction des émissions (cf. Bosseti et al., 2009). Dans un article cité fréquemment, Wigley et al., (1996) explorent le timing des actions de réduction et concluent en général que les coûts globaux de la réduction sont plus bas si la majorité de l'effort est reportée dans le futur du fait de l'anticipation de nouvelles informations sur les incertitudes qui imprègnent la science climatique et le progrès technique. En revanche, Schneider et Goulder (1997) affirment que, malgré les arguments importants en faveur d'une politique climatique relativement modérée à court terme, cela ne devrait pas justifier l'absence d'actions précoces puisqu'elles peuvent diminuer les coûts de réduction futurs. D'une manière similaire, Stern (2006) écrit que « la réduction précoce offre une option pour passer à des profils d'émissions plus bas si, plus tard, les autorités décident que cela est souhaitable ». Les actions à court terme peuvent éviter le *lock-in* dans des solutions de capital intensif en carbone.

qui en retour rentabilise moins rapidement les investissements plus propres et retarde une action précoce. En revanche, ces actions sont privilégiées par les acteurs qui anticipent un prix du carbone plus élevé. Par conséquent, selon les comportements des investisseurs, le prix du carbone peut varier de 35 € en 2020 à 166 € en 2050 dans le cas où les acteurs anticipent la politique climatique, et de 52 € en 2020 à 184 € en 2050 dans le cas où les acteurs restent myopes. Le résultat du scénario de comportement accéléré est une réduction significative de la valeur du carbone nécessaire pour atteindre les objectifs de moyen à long terme : celle-ci diminue de près de 32-33 % en 2020-2030 et de 10-22 % en 2040-2050.

Graphique 40 : Les trajectoires des valeurs du carbone selon deux régimes d'anticipation



Source : modèle POLES (2009)

Les implications contrastées sur l'évolution du prix du carbone illustrent bien l'importance de la crédibilité des déclarations officielles à long terme qui peuvent influencer les décisions d'investissement à court ou moyen terme. En absence d'un tel « guidage » important, certaines entreprises peuvent continuer leurs investissements traditionnels axés sur la diversification entre charbon et gaz. Une telle trajectoire difficilement réversible coûtera « cher » une fois que les objectifs officiels auront été fixés. Néanmoins, il est évident que la crédibilité a besoin de temps pour s'installer. Dans cette période de transition, alors que la crédibilité de la politique est encore en construction et que le cadre international se met en place, il est crucial que les gouvernements cherchent les moyens d'éviter les risques de *lock-in* dans les infrastructures intensives en carbone (y compris en prenant éventuellement des mesures supplémentaires pour réduire les risques).

Etant donné sa dynamique récursive, nous rappelons que le modèle POLES ne permet pas une optimisation que permettrait l'utilisation des anticipations parfaites. Or, en réalité les comportements des investisseurs peuvent se situer quelque part entre les représentations récursives (myopes) et l'optimisation intertemporelle (prévision parfaite) (Gurgel et al., 2007). Nous supposons que ces comportements intermédiaires dans notre analyse sont représentés par les anticipations adaptatives. C'est donc cette trajectoire de la valeur carbone qui peut être considérée comme la plus proche de la réalité et sera employée dans l'analyse de prise en compte du risque dans la section 2.

Conclusion

La détermination d'une trajectoire du prix du carbone était l'objectif de cette section. Ce référentiel carbone pourrait constituer un élément d'information pour les investisseurs publics et privés européens dans la production d'électricité pour l'évaluation de leurs nouveaux projets.

Deux approches principales pour définir les prix du carbone ont été examinées : (i) dans une analyse coût-avantage la valeur du carbone est abordée en évaluant le coût des dommages associé au changement climatique, c'est-à-dire en associant à une tonne de CO₂ émise aujourd'hui la valeur actuelle d'un dommage futur que l'on cherche à évaluer ; (ii) dans une analyse coût-efficacité la valeur du carbone est appréhendée non plus par le dommage associé aux émissions mais par le coût auquel il faut consentir pour les réduire à un niveau donné. Nous avons constaté que chaque approche a ses forces et faiblesses qui dépendent des paramètres ou hypothèses à spécifier, comme par exemple le taux d'actualisation dans les analyses coût-avantage et la sensibilité et la difficulté de la modélisation des comportements des agents ou des performances techniques dans les analyses coût-efficacité.

L'approche coût-efficacité a été choisie pour déterminer la tendance à attendre pour le prix du carbone pour plusieurs raisons : (i) les objectifs des politiques climatiques à moyen terme (2020) sont désormais connus et les réductions indicatives de l'ordre de 60 à 80 % d'ici 2050 sont également suggérées ; (ii) l'approche coût-efficacité présente aussi l'avantage de pouvoir être mise en œuvre plus aisément dans le cadre des modèles existants de prospective. Ainsi, le modèle POLES a été utilisé pour déterminer une tendance carbone conforme aux objectifs indicatifs de réduction des émissions au niveau européen. L'analyse a également permis d'examiner les implications sur les choix technologiques dans le secteur électrique européen dans le scénario de politique climatique et de référence. La « décarbonisation » du secteur électrique européen se fait en principe selon quatre options différentes : (i) la substitution de certaines capacités de production à base de charbon par celles au gaz à moyen terme, (ii) les énergies renouvelables, (iii) les centrales nucléaires avec une apparition plus importante des technologies nucléaires de quatrième génération et finalement (iv) la CSC pour les grandes technologies thermiques.

L'utilisation des deux régimes d'anticipation de la politique climatique a également permis de mettre en valeur des prix du carbone contrastés. Dans le cas où les investisseurs anticipent le renforcement de la politique climatique, le prix du carbone s'avère moins élevé de 32-33 % à moyen terme (2020-2030) et de 10-22 % à long terme (2040-2050) par rapport à la situation où les acteurs restent myopes.

Étant donné qu'en réalité les comportements des investisseurs se situent quelque part entre la prévision parfaite et les comportements myopes, nous proposons donc une tendance croissante du prix du carbone intermédiaire obtenue par les anticipations adaptatives des investisseurs, dit de la rationalité limitée. Dans cette hypothèse, les prix du carbone dans le SCEQE croissent de 35 €/tCO₂ en 2020 à 166 €/tCO₂ en 2050. L'impact de la prise en compte du risque que crée la variation annuelle de cette tendance carbone dans les décisions d'investissements est l'objet de la section suivante.

2 La quantification de l'impact de risque du prix du carbone avec le modèle POLES

Nous avons constaté dans le Chapitre I que les investisseurs sur les marchés électriques concurrentiels sont confrontés à de fortes incertitudes liées aux coûts et aux revenus associés aux nouveaux projets. Ces incertitudes ajoutent des risques aux décisions d'investissement et doivent être gérées par les industriels qui décident les investissements. La gestion du risque peut être influencée par l'organisation des marchés (les instruments financiers), la structure du marché (le degré de concentration horizontale et verticale) et peut impliquer des contrats à long terme entre clients et producteurs, ainsi que les méthodes supplémentaires, décrites dans la section 2.4 du Chapitre II, qui permettent d'accompagner le SCEQE pour limiter le risque prix du carbone.

Ainsi, de nouvelles formulations de la prise de décision des investissements se sont développées pour prendre en compte un environnement plus risqué, du double fait de la libéralisation et de la montée des politiques climatiques. En effet l'interaction des incertitudes et des irréversibilités présentes dans les investissements en capacités de production fait que les acteurs définissent leurs choix dans une optique de gestion des risques d'un portefeuille d'actifs et d'options qui s'éloigne des simples comparaisons de coût global actualisé en avenir certain. Les applications des différentes méthodologies pour évaluer l'attrait des investissements affectent différemment le choix et le *timing* des nouveaux projets (cf. Neuhoff, 2007). Cette section est donc consacrée d'abord à l'analyse des outils d'aide à la décision pour l'investissement à long terme dans un univers risqué. Cette analyse permet également d'examiner les moyens d'ajustement au risque dans les décisions d'investissement du modèle de simulation prospective POLES, afin de pouvoir étudier les impacts de la prise en compte du risque sur l'évolution technologique à long terme dans le secteur électrique européen. L'ajustement au risque développé dans cette section est basé sur la méthode financière de la Valeur à Risque qui permet d'envisager l'utilisation de la théorie financière de l'investissement en incluant autant que possible les facteurs de risque et les comportements des investisseurs dans les marchés électriques. Le développement de mix de production dans cette section est également examiné d'un point de vue plus systémique en employant la méthode de Moyenne-Variance du portefeuille.

La complexité de l'évaluation des investissements augmente de façon significative avec l'augmentation du nombre des variables à risque considérées (revenu, prix des combustibles, prix des émissions de carbone) (Sekar, 2005). Afin de conserver une analyse simple, le risque ici est limité à une seule variable. Compte tenu du fait que nous cherchons à explorer l'impact de la politique climatique sur les investissements électriques, le prix du CO₂ s'impose comme la variable privilégiée.

En particulier, il est montré dans cette section que l'ajustement au risque dans le modèle POLES ne modifie que légèrement le mix technologique de la production européenne. Cependant, quelques tendances se dégagent de cet exercice : la fraction des capacités thermiques conventionnelles et surtout avancées sans CSC, en particulier au charbon, décroît plus rapidement du fait de leurs primes de risque élevées ; ces capacités sont remplacées par du nucléaire, de la

biomasse et, surtout, des technologies avec CSC dont le développement est plus marqué. Afin d'analyser comment la prise en compte du risque peut être incluse dans le modèle POLES, cette section commence en resituant le modèle POLES dans la classification des modèles de prospective, du point de vue précisément de leurs caractéristiques relatives à la prise en compte du risque.

2.1 Les modèles de prospective énergie-environnement-économie

Les besoins et les objectifs divers ont conduit au développement varié des modèles utilisés en appui de la prospective et de l'évaluation des politiques énergétiques de moyen à long terme. La revue des différents modèles énergétiques menée par Finon (2003) conduit à la distinction entre les modèles *d'équilibre général* et les modèles *sectoriels technico-économiques*¹. Les modèles se distinguent également par leur mode d'aide à la décision avec les modèles *normatifs* et les modèles *descriptifs* (Botterud, 2003). Cette distinction est importante car elle peut donner des résultats divergents par rapport à la gestion du risque comme expliqué dans la section 2.1.2.

2.1.1 Les modèles d'équilibre général et les modèles sectoriels technico-économiques

Les modèles *d'équilibre général* traitent du couplage énergie-économie sans passer par une information technologique explicite (utilisation de coefficients d'élasticité). Ces modèles reproduisent de façon quasiment intemporelle une économie à l'équilibre sur la base d'ajustements par les prix et les quantités sur les facteurs de production. Ils servent principalement à évaluer le coût complet des politiques qui peuvent avoir un effet significatif en termes de réajustements macroéconomiques en plus des adaptations sectorielles recherchées, comme les politiques de quotas d'émissions (Finon, 2003). Leur échelle est soit le cadre national, soit le cadre mondial (e.g. IMACLIM-R, GEM-E3, GEMINI, MERGE, E3ME).

Ces modèles d'équilibre général permettent de prendre en compte toutes les interactions entre les décisions des agents économiques. Ils présentent cependant le plus souvent une description sommaire des techniques d'usages de l'énergie et des filières de production et de conversion d'énergie. De même, ils supposent que les marchés fonctionnent efficacement et en information parfaite, avec une réversibilité totale de comportements si les prix fluctuent dans des directions alternatives.

Les modèles *sectoriels (ou d'équilibre partiel) technico-économiques* décrivent la cohérence technique du système énergétique à partir d'une description technologique des industries, des passerelles technologiques entre elles et des attributs des équipements (rendement, capacités,

¹ Ainsi, l'auteur distingue la nouvelle génération de modèles, celle des *modèles intégrés d'évaluation*, qui intègrent les comportements liés à l'énergie avec des modèles physiques (modèles de diffusion des précurseurs des pluies acides, modèles de cycle du carbone, modèles climatiques, etc.), notamment pour traiter des conséquences environnementales des choix énergétiques (pollutions atmosphériques, changement climatique, etc.).

structures de coûts) et de la concurrence entre vecteurs au stade des besoins. Du côté de la demande, à partir d'hypothèses sur le rythme et la structure de la croissance économique et démographique, ils sont capables de simuler la formation de la demande sur la base d'hypothèses technologiques et de comportements. Les modèles régionaux et nationaux les plus représentatifs sont les modèles MARKAL, MESSAGE et PRIMES ; au niveau mondial, ce sont le modèle POLES, ceux de l'AIE (WEM) et du DOE (NEMS), avec leurs modules nationaux et de marchés mondiaux. Des hypothèses de progrès technique sont incorporables de façon exogène ou endogène. Elles influencent la compétition des techniques et des filières.

Ces modèles sectoriels permettent de tracer une image technique cohérente des systèmes énergétiques. Ils sont parfois critiqués pour leur représentation des comportements de minimisation de coût qui supposent une réactivité parfaite aux signaux de prix, ainsi que pour l'exogénéité de leurs hypothèses sur le progrès technique. Ainsi, dans le cadre d'un usage pour l'évaluation des politiques liées aux émissions de GES, ils négligent les effets de retour sur l'économie des mesures politiques (recyclage de taxe, changements des prix relatifs des facteurs).

2.1.2 Les modèles normatifs et descriptifs

Les types d'aide à la décision dans les modèles de prospective peuvent être soit *normatifs* soit *descriptifs* (Botterud, 2003 ; Boulanger et Bréchet, 2003). Les modèles *normatifs* sont basés sur l'optimisation et leur objectif est d'identifier les stratégies optimales pour les investissements. Ils localisent la stratégie sur la base d'un critère d'optimalité et d'un ensemble de contraintes. Par exemple, le modèle MARKAL détermine les modes de production qui minimisent le coût total de production de l'ensemble du système énergétique. La plupart des modèles de planification dans les industries régulées sont normatifs. En ce qui concerne la gestion du risque, l'optimisation déterminera le portefeuille qui maximise le profit face à des contraintes de risque ou qui minimise le risque soumis aux contraintes sur les profits espérés¹.

En revanche, les modèles *descriptifs*, que sont des modèles de simulation, n'identifient pas directement les stratégies optimales. Botterud (2003) note que l'objectif des modèles descriptifs est d'augmenter la connaissance du décideur par la simulation de développement du système futur en fonction de différentes hypothèses. Les modèles descriptifs (comme POLES) n'ont pas une fonction d'objectif explicite en termes mathématiques. Cependant, les décisions simulées d'investissement sont tout de même basées sur les hypothèses relatives aux priorités et aux objectifs des investisseurs (e.g. la minimisation du coût). Quant à la gestion du risque, l'avantage de la simulation est qu'un grand nombre de paramètres et de scénarios peut être inclus afin de fournir une représentation détaillée de la taille et de la dépendance aux différents facteurs de risque. Ainsi, une mesure précise du risque d'un portefeuille ou d'une technologie spécifique peut être obtenue. Evidemment, le principal

¹ Dans la finance traditionnelle, la procédure standard d'optimisation de portefeuille est l'approche de moyenne-variance introduite par Markowitz (1952), où la variance de portefeuille est minimisée en fonction de la contrainte de rendement ou de coût espéré (cf. section 2.4.1 pour la description de cette théorie et son application potentielle dans le modèle POLES).

inconvenient est que la simulation ne donne pas d'information sur le portefeuille optimal ou la stratégie. Les modèles d'optimisation permettent la comparaison des différentes combinaisons de portefeuille, mais la complexité mathématique contraint le nombre de paramètres et de scénarios, et donc la précision avec laquelle la mesure de risque peut être calculée.

Le modèle POLES est un modèle *technico-économique de simulation en équilibre partiel*. Il utilise des coefficients économiques, politiques et techniques pour décrire le système énergétique et le comportement des acteurs. L'analyse des incertitudes se fait par l'étude des scénarios de politiques qui permettent d'identifier les déterminants et les contraintes de système, le développement énergétique et les émissions de CO₂. Evidemment, les dimensions multiples des incertitudes dans les marchés électriques (le prix des combustibles, la croissance de la demande, le prix du CO₂, etc.) font qu'il devient difficile de recueillir l'éventail des variables dans les différents scénarios (cf. Feretic et Tomsic, 2005 pour une analyse probabiliste de certaines de ces dimensions). On est alors contraint de faire l'hypothèse que divers effets se produisent en parallèle et de manière indépendante afin de considérer ces incertitudes.

Dans ce contexte, il serait utile d'identifier les méthodes qui pourraient aussi évaluer et quantifier le risque de prix carbone pour les différentes technologies, puis de les incorporer dans le processus de décision d'investissement dans le modèle POLES. Nous commençons donc la section suivante par l'analyse des différents aspects de la théorie de l'investissement en les situant dans le cadre du modèle POLES.

2.2 Les enseignements de la théorie de l'investissement

Pour décider de la pertinence d'un projet d'investissement dans un univers certain, l'objectif de maximisation de la Valeur Actuelle Nette (VAN) est la référence dans la théorie néoclassique¹. La VAN évalue l'opportunité d'investissement comme une somme des *cash-flows* futurs espérés actualisés pour la valeur temporelle.

$$VAN = -I_0 + \sum_{t=1}^{t=T} \frac{[CF_t]}{(1+a)^t}$$

où $[CF_t]$ - *cash-flow* attendu de l'investissement pour la période t , a - taux d'actualisation sans risque, I_0 - montant de l'investissement initial.

Dans un univers aléatoire, le critère de la VAN inclut également les effets du risque et présente de nombreux avantages par rapport aux autres critères classiques. Il intègre bien l'information disponible sur tout l'horizon du projet, ce qui n'est pas le cas du critère de délai de récupération, à condition que l'investisseur soit en mesure d'appréhender avec précision le montant des *cash-flows* futurs et la durée de vie du projet. Cependant, dans un environnement incertain la gestion peut

¹ Des critères comme l'indice de profitabilité dans le cas du rationnement du capital, ou le délai de récupération peuvent compléter de façon utile l'étude d'un projet d'investissement (cf. Taverdet-Popiolek, 2006) pour les principaux avantages et limites des critères classiques du choix d'investissement en univers certain).

souvent impliquer la capacité de réagir à une nouvelle information dans le temps et donc optimiser le *timing* de ces décisions. La théorie moderne de l'investissement reconnaît qu'une telle flexibilité crée une valeur d'option non négative et que les approches traditionnelles, qui négligent de tels effets, ont tendance à sous-estimer la valeur du projet (Trigeorgis, 1996).

La distinction entre l'ajustement au risque et la valeur de la flexibilité est fondamentale dans la théorie de l'investissement (cf. Bancel et Richards, 1995 ; Taverdet-Popiolek, 2006). Les deux aspects dépendent du niveau d'incertitude. Les investisseurs sont généralement supposés être averses au risque, ce qui implique qu'une incertitude plus importante diminuera la valeur de tout projet. En revanche, la valeur d'option de la flexibilité¹ est une fonction non décroissante de la volatilité et l'incertitude n'aura pas nécessairement un effet négatif sur la valeur du projet. L'effet est ambigu et dépend de l'arbitrage entre l'effet de l'aversion au risque et les aspects positifs de la flexibilité managériale. Les différentes branches de la théorie de l'investissement discutées ci-dessous divergent donc principalement dans la façon dont le risque et la flexibilité sont pris en compte (respectivement en section 2.2.1 et section 2.2.2).

2.2.1 L'ajustement au risque

En univers risqué le critère de la VAN demeure toujours valide, mais exige des aménagements. La prise en compte du risque peut se faire de deux manières distinctes : déterminer les *cash-flows* certains à partir des *cash-flows* espérés (méthode de l'équivalent-certain) ou intégrer une prime de risque en majorant le taux d'actualisation² (Bancel et Richards, 1995 ; Gollier, 2005) (cf. Encadré 13).

¹ Vue comme la différence entre les valeurs du projet avec et sans options (Wallace, 1999).

² Sous l'hypothèse d'un taux d'actualisation unique constant, Trigeorgis (1996) montre l'équivalence des deux approches.

Encadré 13 : La prise en compte du risque dans les cash-flows**Méthode du taux d'actualisation risqué**

Dans le calcul de la VAN, on utilise un taux d'actualisation risqué, supérieur au taux normal sans risque.

$$VAN = -I_0 + \sum_{t=1}^{t=T} \frac{E[CF_t]}{(1+a_r)^t}$$

où

$E[CF_t]$: *cash-flow* espéré à l'instant t ,

a_r : taux d'actualisation risqué,

I_0 : investissement initial.

Il s'agit dans ce cas de diminuer la valeur actuelle des *cash-flows* futurs en augmentant le taux d'actualisation qui incorpore alors deux éléments distincts : le prix du temps et le prix du risque qui se traduisent par un surcoût de taux appelé prime de risque

a_r = taux d'actualisation sans risque + prime de risque

La prime de risque est spécifique à chaque projet. Dans certains cas, pour des projets d'une durée de vie très courte, où il n'y a pas de véritable incertitude sur le montant des *cash-flows* futurs, la prime de risque peut être faible.

Source : adapté à partir de Bancel et Richards, 1995 ; Taverdet-Papiolek, 2006

Méthode de l'équivalent certain

Année par année, on détermine l'équivalent certain $EC[CF_t]$ du *cash-flow*. Le calcul de la VAN selon la méthode de l'équivalent certain s'effectue :

$$VAN = -I_0 + \sum_{t=1}^{t=T} \frac{EC[CF_t]}{(1+a_f)^t}$$

où $EC[CF_t]$: équivalent certain du *cash-flow* CF_t ,

a_f : taux d'actualisation sans risque,

I_0 : investissement initial.

La méthode repose sur un traitement séparé du risque et du temps.

Dans la pratique, le passage à l'équivalent certain s'effectue à partir d'un coefficient d'ajustement α_t inférieur à 1, réduisant l'espérance des résultats de la période : $EC[CF_t] = \alpha_t E[CF_t]$. Le coefficient α_t dépend de l'espérance de gain et de l'aversion au risque. Le VAN devient alors :

$$VAN = -I_0 + \sum_{t=1}^{t=T} \frac{\alpha E[CF_t]}{(1+a_f)^t}$$

A priori, plus le flux est éloigné, plus α_t est faible. $(1-\alpha_t) E[CF_t]$ exprime à chaque période la prime de risque que l'investisseur serait prêt à payer pour obtenir l'EC plutôt que la loterie des *cash-flows* de la période.

Les deux approches nécessitent la définition d'une méthode ou d'un critère qui puisse traduire les distributions de *cash-flows* futurs espérés à l'ajustement au risque. Les méthodes d'ajustement au risque se décomposent en deux catégories : (i) les approches basées sur le taux d'actualisation afin d'actualiser les *cash-flows* tels que le Modèle d'Evaluation des Actifs Financiers (MEDAF), ou la méthode du Coût Moyen Pondéré du Capital (CMPC) discutées dans les sections suivantes et (ii) les approches portant sur l'ajustement au risque directement dans les *cash-flows* basées sur l'équivalent certain, par exemple les mesures de Valeur à Risque utilisées dans le contexte général de la gestion de risque d'une firme¹. La cohérence des procédures de prise en compte du risque dépend largement des hypothèses concernant la structure du marché et les caractéristiques des investisseurs. La structure du marché englobe les aspects tels que la quantité des actifs échangeables pour les buts de couverture et les coûts associés de transaction, alors que les caractéristiques des investisseurs incluent les aspects tels que la diversification et l'aversion au risque.

¹ L'ajustement au risque développé dans cette section est basé sur la méthodologie de Valeur à Risque et décrit dans la section 0.

2.2.1.1 Le modèle d'Evaluation des Actifs Financiers

Le sens commun suggère de « ne pas mettre tous ses œufs dans le même panier ». En termes économiques, la diversification d'un portefeuille d'actifs permet de réduire le risque et constitue par conséquent un aspect fondamental de la modélisation du risque dans la théorie de l'investissement (Bancel et Richards, 1995). Le concept du modèle d'évaluation des actifs financiers (MEDAF), qui permet de mesurer le niveau de risque d'un portefeuille, a été inventé par Bill Sharpe en 1964 (élaboré ensuite par Lintner (1965) et Black (1972)). Ses travaux font suite à ceux d'Harry Markowitz (1952) pour la gestion des actifs financiers, comme la théorie de la moyenne-variance du portefeuille (cf. section 2.4 pour la description de cette théorie et son application potentielle dans le modèle POLES).

Le MEDAF repose sur un certain nombre d'hypothèses telles que l'efficience des marchés financiers : les marchés de capitaux sont parfaits si les actifs sont indéfiniment divisibles et si il n'y a pas de frais de transactions ni d'impôts. Il permet de définir le rendement d'un actif financier par son risque systématique d'exposition au marché, mesuré par le coefficient *bêta* dont la valeur est habituellement exprimée en termes de covariance entre le rendement d'un portefeuille ou d'un actif financier et le rendement du marché¹ (International Energy Agency, 2007a). Selon les travaux de Markowitz, le risque lié à chaque valeur se décompose en une partie dite systématique ou non diversifiable, liée à l'évolution du marché dans son ensemble, et en une partie spécifique sur laquelle on peut agir *via* une diversification et qui n'est pas liée aux facteurs économiques généraux. En constituant un portefeuille avec des valeurs corrélées négativement², on parvient sans mal à supprimer le risque non systématique des valeurs particulières. Dès lors, il est normal de postuler que seul le risque systématique est rémunéré par le marché.

Si les investisseurs ont des portefeuilles parfaitement diversifiables, un accès à une quantité illimitée de capital à taux d'intérêt constant et s'ils n'ont pas de coûts de transaction, alors le modèle de MEDAF peut être appliqué, et le taux d'actualisation ajusté au risque basé seulement sur le niveau du risque systématique peut être utilisé pour évaluer les investissements (Bancel et Richard, 1995). Cela peut conduire à un biais relativement positif en faveur des solutions à risques spécifiques élevés et à risques systématiques faibles.

Cependant, les investissements dans les actifs physiques, comme les capacités de production, sont généralement effectués par des entreprises qui n'ont qu'un accès au capital limité. En général, elles font également face à des coûts de transaction importants liés à leurs diverses activités de gestion du risque (y compris la diversification). Les décisions individuelles peuvent aussi prendre en compte les considérations relatives au risque de faillite et à la nécessité d'éviter la possibilité et les

¹ Un actif dont le *bêta* est = 1 a tendance à suivre les fluctuations du marché. Un actif dont le *bêta* est > 1 est plus risqué que le marché, puisque son rendement est plus volatil que celui du marché, et inversement. L'actif sans risque a, par définition, un *bêta* égal à 0.

² Une corrélation positive parfaite ($\rho=1$) n'apporte qu'une réduction limitée du risque. En revanche, plus le coefficient de corrélation se rapproche de -1, plus la diminution du risque est importante car les deux projets varient en sens opposés. Lorsque les deux variables sont indépendantes, $\rho=0$.

coûts de la détresse financière (Blyth et al., 2007). Par conséquent, le risque spécifique de projet affectera également la valeur d'opportunité de l'investissement. La nécessité de prendre en compte le risque spécifique complique l'utilisation du modèle MEDAF et l'ajustement au risque devient dépendant du portefeuille de chaque investisseur spécifique.

Néanmoins, si l'objectif était de modéliser les décisions d'investissements d'une seule firme, le risque systématique et les effets de diversification de portefeuille pourraient être explicités sans grandes difficultés. Or, dans les modèles d'équilibre partiel de prospective, les investisseurs sont présentés soit par catégories selon leurs caractéristiques, ou simplement comme un seul investisseur représentatif moyen. L'évaluation du niveau de risque spécifique pour un investisseur représentatif est difficile étant donné que la diversification dépend d'un grand nombre de paramètres de coûts exogènes généralement difficiles à évaluer (e.g. le coût de couverture)¹. Dans le cas où l'investisseur n'est pas diversifié, les risques systématique et spécifique doivent être inclus dans l'ajustement au risque. Ainsi, les effets de portefeuille peuvent être sous-évalués, ce qui peut conduire à un biais positif vers des technologies à faibles risques spécifiques. On pourrait essayer d'inclure les effets de la diversification à l'intérieur du mix des capacités pour un ensemble donné d'investisseurs, ce qui nécessiterait une description de la propriété et des parts de marché. Ensuite, on devrait modéliser les coûts de couverture, ce qui nécessiterait des données de marché sur les préférences des investisseurs, ce qui paraît difficile dans le cadre des modèles prospectifs.

En plus de la nécessité de considérer également le risque spécifique de projet, Neuhoﬀ (2007) fait remarquer que l'utilisation de la méthode MEDAF pour estimer la prime de risque liée au risque systématique n'est pas évidente en raison des corrélations discutables entre la performance du marché et la politique climatique. Supposons que les gouvernements mettent en place des politiques climatiques rigoureuses en présence d'une économie performante. Puisque les politiques climatiques rigoureuses peuvent entraîner des rendements plus élevés pour les investissements à faible intensité carbone, ces rendements seront positivement corrélés à la performance du marché. Le *facteur* β approche donc 1 et les investisseurs peuvent demander des taux élevés de rendements. Pour réaliser leurs projets ils devraient attendre que les prix de rareté augmentent sur le marché, dans le but d'obtenir des revenus permettant de couvrir un coût plus élevé du capital. Par conséquent, le projet peut être retardé.

Cependant, des événements climatiques extrêmes peuvent conduire à des politiques climatiques plus strictes. Dans ce cas, les rendements des projets à faible intensité carbone sont élevés même si les performances économiques d'ensemble sont mauvaises ; le *facteur* β est négatif

¹ C'est dans les environnements régulés ou contrôlés par les gouvernements que la distinction entre le risque systématique vs spécifique pourrait s'avérer la plus utile, comme suggéré par Awerbuch (2000), Awerbuch et Berger (2003), Awerbuch et Sauter (2006). Les auteurs soutiennent que la valeur sociétale des technologies d'énergie renouvelable est sous-estimée par les modèles traditionnels qui ne prennent pas en compte les effets de diversification puisque les renouvelables sont moins corrélées avec les mouvements de l'économie que les technologies basées sur les combustibles fossiles, et sont donc associées à un niveau moins important de risque systématique. L'ensemble de la société peut être vue comme un investisseur avec un portefeuille diversifié, et l'argument pour la séparation des risques systématique et spécifique est donc plus probant pour les stratégies de régulation que pour les investisseurs privés. Pour les petits producteurs faisant face à des coûts de transaction importants associés à la couverture du risque, l'argument reste moins convaincant.

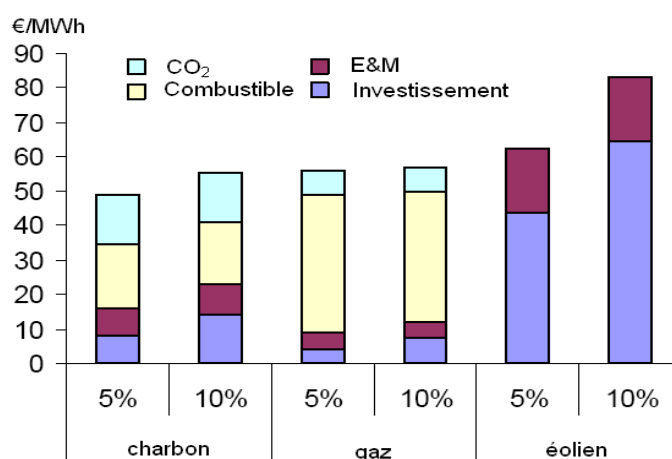
et le capital est moins coûteux pour les investissements économes en carbone. En effet, comme l'a indiqué Smeers (2008), les environnements en perpétuel changement compliquent l'utilisation de la méthode MEDAF pour calculer les primes de risque.

2.2.1.2 Le coût moyen pondéré du capital

Une approche différente pour l'ajustement au risque est d'évaluer un taux de rendement ajusté au risque basé seulement sur les conditions du financement, en utilisant le coût moyen pondéré du capital (CMPC) (Blyth et al., 2007). En effet, les différents apporteurs de fonds de l'entreprise sont les actionnaires pour les capitaux propres et les créanciers financiers (e.g. les banques) pour les dettes financières. Or, le risque encouru par les créanciers financiers remboursés systématiquement est toujours inférieur au risque supporté par les actionnaires dont la rémunération est aléatoire. Dès lors, la rentabilité qui est exigée par les actionnaires est toujours supérieure à celle des créanciers financiers. En prenant en compte l'ensemble des capitaux investis dans l'entreprise, on aboutit au coût du capital de l'entreprise, qui est la moyenne pondérée du coût des fonds propres et du coût de la dette. Ce coût de capital ou le CPMC représente ainsi la rentabilité qui est exigée par l'ensemble des apporteurs de fonds.

Plus l'incertitude concernant les flux futurs de revenus d'un projet est importante, plus la part de la dette dans la structure du capital est faible. Par conséquent, d'autant plus de capitaux propres seront nécessaires, ce qui augmentera le coût moyen pondéré du capital. Les technologies intensives en capital sont ainsi particulièrement affectées par une prime de risque plus importante, comme le montre le Graphique 41 qui représente les coûts fixes et variables des technologies du charbon, gaz et éolien avec un coût moyen pondéré du capital de 5 et 10 %. Avec un taux d'actualisation de 10 %, les coûts moyens de production de l'électricité « éolienne » sont beaucoup plus élevés du fait de la part prépondérante des coûts d'investissement dans les coûts totaux. Pour l'application aux centrales nucléaires et aux éoliennes, le lecteur peut se référer aux analyses de White (2006) et de Dunlop (2006) respectivement.

Graphique 41 : Les coûts de production de l'électricité en fonction d'un CMPC de 5 % et 10 %



Source : d'après Neuhoff, 2007

L'approche de l'ajustement au risque par le CMPC, basée sur le coût de financement, utilise donc les données exogènes sur la solvabilité des investisseurs spécifiques. En revanche, les modèles de prospective se focalisent plutôt sur l'interaction des mesures politiques et le déploiement technologique. Par conséquent, ce sont les différences de risque entre les technologies qui devraient déterminer la décision d'investissement plutôt que les données spécifiques aux investisseurs sur les coûts de financement. Les méthodes traditionnelles basées sur les conditions du financement sont donc moins appropriées pour représenter les processus de choix technologique en situation d'incertitude dans ces modèles¹.

Avant de passer à la méthode incluant également la flexibilité managériale, nous résumons les hypothèses principales des différentes approches d'ajustement au risque. La valeur actualisée nette (VAN), qui représente l'actualisation simple des *cash-flows* pour la valeur temporelle, peut être ajustée au risque en majorant le taux d'actualisation avec :

- le MEDAF où l'équilibre des marchés financiers est supposé par les investisseurs diversifiés sans coûts de transaction et où l'estimation des variances et des corrélations entre l'investissement spécifique et l'économie globale est nécessaire ;
- le CPMC où l'ajustement au risque se fait à travers le coût du capital. Le risque d'investissement n'est pertinent que s'il influence le coût du capital.

L'ajustement au risque peut également s'effectuer directement dans les *cash-flows*. Pour cela les distributions des *cash-flows* sont supposées et les *cash-flows* espérés sont convertis en équivalents certains en utilisant la fonction d'utilité ou autres mesures d'aversion au risque (e.g. la Valeur à Risque discutée dans la section 0).

¹ Afin de représenter dans un modèle de prospective les conditions de financement plus difficiles pour les technologies capitalistiques dans un environnement concurrentiel par rapport à un environnement régulé, il serait envisageable de définir des taux d'actualisation plus élevés (10-12 %) dans les pays à structure libéralisée dans les travaux futurs.

2.2.2 La flexibilité managériale

La VAN et les méthodes d'ajustement au risque discutées ci-dessus imposent une vision statique de l'environnement et omettent les avantages de la flexibilité et des gains anticipés d'information que peuvent apporter les méthodes des arbres de décisions et des options réelles :

- un investissement comporte une part de coûts irrécupérables (*sunk costs*) qui lui confère un degré d'irréversibilité plus ou moins grand ;
- un investissement est bien souvent un processus séquentiel, même si ce caractère est moins prononcé dans l'industrie électrique : réalisation en plusieurs étapes, révision ou abandon du projet en cours de réalisation ;
- l'information sur le projet et son environnement évolue ;
- l'investissement peut être retardé, notamment dans l'attente d'une meilleure information (Pindyck, 1991)¹.

Nous exposons ci-dessous les apports de la méthode des options réelles pour analyser les décisions d'investissements dans un environnement incertain. Ensuite, nous rappelons leurs limites et les difficultés d'incorporation dans les modèles de prospective afin d'examiner les mix technologiques.

2.2.2.1 Les options réelles

Prendre en compte la possibilité de choisir la date d'engagement implique une vision dynamique en considérant une séquence de décisions échelonnées dans le temps. L'alternative à la décision d'investir aujourd'hui est de reporter la décision à une date ultérieure pour bénéficier d'informations supplémentaires. Décider d'investir tout de suite (décision dite irréversible) restreint les possibilités d'actions dans le futur. En revanche, choisir d'attendre (décision réversible) offre la possibilité de reconsidérer la décision ultérieurement : une option réelle a été créée. Sa valeur est la différence entre l'espérance de gains que permet la décision d'attendre par rapport à celle d'investir immédiatement (Taverdet-Popiolek, 2006).

La théorie des options réelles² emprunte à la théorie de l'évaluation des options financières (Trigeorgis, 1996). Dans le jargon financier, une option est le droit et non l'obligation d'acheter (*call*) ou de vendre (*put*) à un prix contractuel, dit prix d'exercice, pendant une durée de vie limitée, un actif dit sous-jacent dont le prix constaté dans le passé est volatil (Taverdet-Popiolek, 2006). L'analogie pour le prix d'exercice serait le coût d'investissement qu'il faut réaliser pour générer les *cash-flows*, et la durée de vie de l'option correspondrait à la durée pendant laquelle l'entreprise a le choix d'investir ou non. En raison de l'existence d'un droit sans obligation, les options présentent un profil de risque non-symétrique ; si le prix de l'actif sous-jacent à maturité s'avère être plus bas que le prix d'exercice,

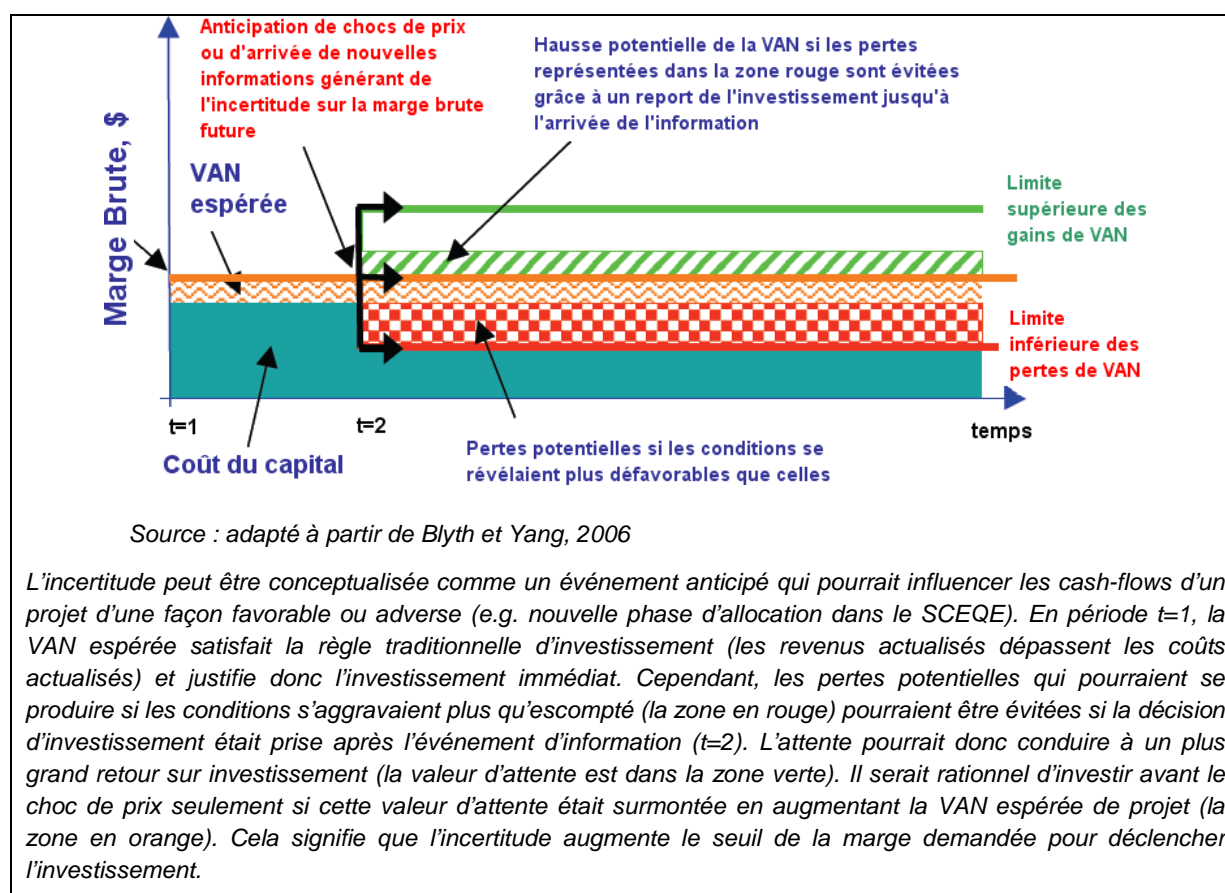
¹ Pour Pindyck (1991), un tel retard donne « l'opportunité d'attendre de nouvelles informations sur le prix, les coûts et d'autres conditions du marché avant d'engager des ressources ».

² Le terme des options réelles peut être attribué à Myers (1977), qui a été le premier à identifier les investissements dans les actifs réels comme pure options.

le titulaire n'exercera pas l'option d'achat, le *call*. Celle-ci, vaut zéro, et aucune perte n'est subie. Si le prix d'actif sous-jacent à maturité du *call* s'avère plus élevé que le prix d'exercice, le titulaire exercera l'option en achetant au prix plus bas d'exercice et pourra réaliser des profits immédiats. Une fois que l'option est exercée, elle est épuisée et n'a plus de valeur. Afin de trouver une contrepartie prête à vendre une telle option, un paiement initial doit être réalisé (prime de l'option). La valeur d'une option financière (ou la prime¹) dépend, entre autres, de la volatilité du prix de l'actif sous-jacent (ou de la variabilité du rendement de l'investissement) et augmente avec cette volatilité.

Comme la flexibilité n'a pas que des avantages mais également un coût, il convient d'arbitrer entre la décision irréversible et la décision flexible. Cela se fait alors sur la base d'une VAN séquentielle (VANS). En calculant les VANS sur un arbre décisionnel, on intègre pour les décisions flexibles la valeur d'option, permettant de prendre, à chaque fois que l'information arrive (à chaque nœud décisionnel de l'arbre), la meilleure décision *en connaissance de cause* (cf. Bancel et Richard, 1995). Le calcul partage donc avec la programmation dynamique le principe de l'optimisation à rebours (*backward*) qui consiste à rechercher le meilleur choix aux nœuds de la période $t-1$, précédant l'horizon t du projet, puis à remonter progressivement jusqu'à la décision initiale. Le cadre conceptuel pour comprendre la valeur d'attente est exposé dans l'Encadré 14.

¹ La prime est ce que l'investisseur doit payer pour pouvoir bénéficier de l'option (achat d'un brevet, d'une concession, coût du report de la décision, etc).

Encadré 14 : Le cadre conceptuel pour analyser l'incertitude

Les valeurs des options réelles, ancrage de la théorie moderne de l'investissement, ont reçu beaucoup d'attention dans leurs applications au secteur électrique (cf. Laurikka, 2006 ; Correia et al., 2008). En utilisant la méthodologie des options réelles et étant donnée la politique climatique incertaine, Sekar (2005) évalue le choix d'investissement entre les trois technologies au charbon : charbon pulvérisé (CP), gazéification du charbon intégrée à un cycle combiné (*référence GICC*) et GICC avec pré-investissement pour réduire le coût d'introduction future de capture et de séquestration du carbone (*pré-investissement GICC*). Selon la méthodologie développée par l'auteur, toutes les technologies au charbon peuvent être améliorées afin de capturer le CO₂ et peuvent être considérées comme « capables de capturer », bien que le coût et la difficulté technique varient d'une façon importante. Cependant, le *design* initial et l'investissement qui prennent en compte ces considérations des améliorations futures rendent la transition plus facile et moins coûteuse à réaliser. Les technologies qui ont un tel *design* initial peuvent être considérées comme « prêtes à capturer ». Le *pré-investissement GICC* est considéré comme « prête à capturer » en comparaison du CP et de la *référence GICC*. Alors que la *référence GICC* peut être considérée comme « prête à capturer » en comparaison du CP. L'auteur a développé des modèles de *cash-flows* pour les cas spécifiques de ces trois technologies avec une seule variable incertaine, celle du prix du CO₂. L'approche de Sekar combine deux éléments : une évaluation basée sur le marché pour évaluer les *cash-flows* et une modélisation quantitative dynamique de l'incertitude. Pour incorporer l'incertitude dans les *cash-flows*

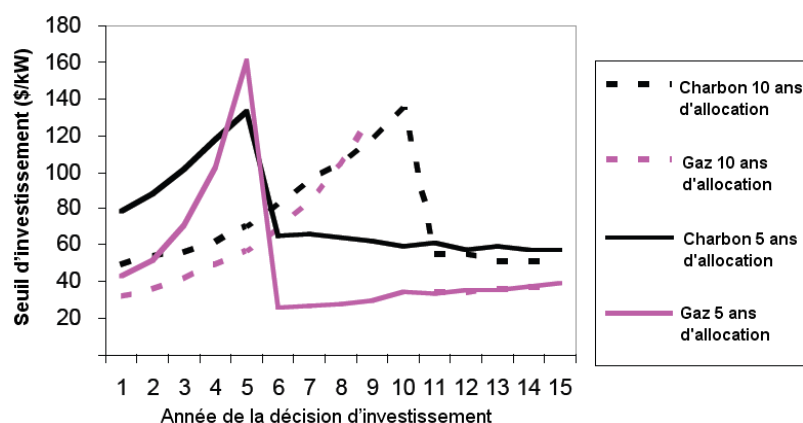
les simulations de Monte Carlo¹ ont été appliquées aux scénarios simples. Sur la base d'un ensemble d'hypothèses, l'auteur conclue que le choix technologique optimal dans un environnement incertain concernant le prix du CO₂ est le *CP*. Le faible coût initial d'investissement et d'exploitation avant l'amélioration l'emporte sur les désavantages d'un coût actualisé plus élevé du CO₂. Le *pré-investissement GICC* s'avère être l'option la moins efficace. Les résultats demeurent cependant très sensibles aux variations des prix du charbon : la compétitivité relative de la *référence GICC* l'emporte sur celle du *CP* avec des prix du charbon plus élevés.

De même, l'Agence internationale de l'énergie (AIE) a effectué une étude qui utilise la méthodologie des options réelles afin de quantifier l'incertitude de la politique climatique sur les investissements électriques (Blyth et Yang, 2006 ; Blyth et al., 2007). Leur modèle est essentiellement celui des *cash-flows* qui utilise les sentiers aléatoires du prix du carbone (stochastiques, avec une simulation Monte-Carlo), de l'électricité et des combustibles selon le Mouvement Brownien géométrique². Afin de compléter les sentiers du prix du carbone à long terme les auteurs simulent également les chocs potentiels du prix du CO₂ pour représenter les événements liés aux politiques climatiques. Les auteurs montrent que le risque dépend de l'horizon de temps de mise en œuvre de la politique : si le nombre d'années restant jusqu'au changement de politique est faible (cinq ans au lieu de dix ans), le risque est important puisque peu de temps est disponible pour effectuer un retour sur investissement (cf. Graphique 42). Une fois la nouvelle politique mise en place, les primes de risque diminuent. Cela signifie que les entreprises préféreront investir de manière la plus éloignée possible des périodes de révision de la politique, ce qui pourrait conduire aux phases cycliques d'investissements décrits dans Blyth, 2007. Les seuils d'investissements ou les primes de risque (le coût supplémentaire ajouté au coût du capital) dans le Graphique 42 proviennent de la flexibilité dont disposent les entreprises pour décaler la décision et attendre l'information sur la politique climatique qui pourrait améliorer le résultat de l'investissement.

¹ Cf. section 2.3.1 pour l'explication des simulations de Monte Carlo.

² Un mouvement brownien géométrique (MBG) est un processus stochastique continu dont le logarithme suit un mouvement brownien. Le mouvement brownien est un processus stochastique à incréments stationnaires, indépendants et distribués selon une loi normale. Les trajectoires de ce processus sont continues. Le MBG est appliqué dans la modélisation mathématique de certains cours dans les marchés financiers. Un processus stochastique $(S_t)_{t \geq 0}$ est appelé mouvement brownien géométrique si il est solution de l'équation différentielle stochastique EDS suivante : $dS_t = rS_t dt + \sigma S_t dW_t$, où $(W_t)_{t \geq 0}$ est un mouvement brownien et r (le « drift » ou la tendance) et σ (la « volatilité ») sont constants.

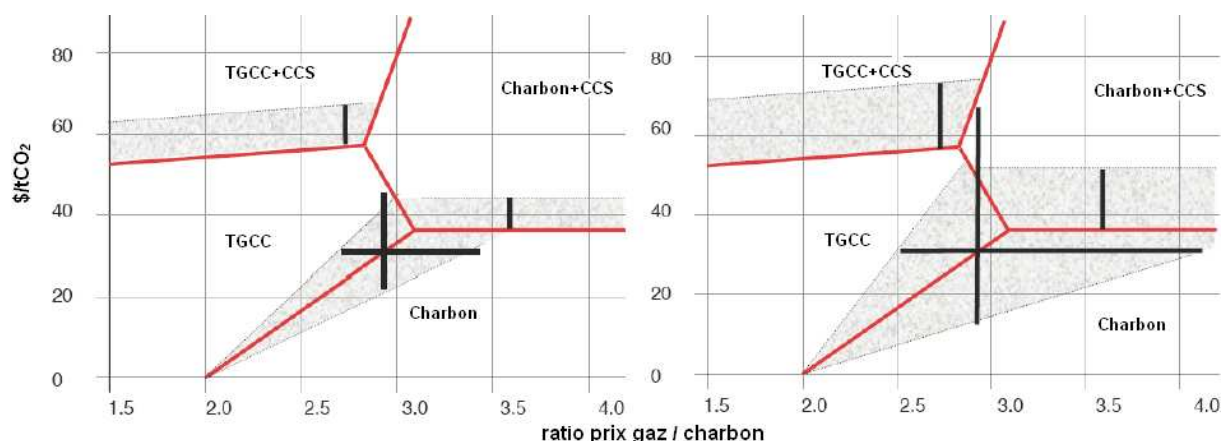
Graphique 42 : La comparaison des seuils d'investissements avec une politique mise en œuvre à cinq et dix ans



Source : adapté à partir de Blyth et Yang, 2006

La méthode des options réelles permet également d'évaluer les impacts de l'incertitude sur le prix du CO₂ sur les décisions d'investissement dans les différentes technologies. Dans le Graphique 43, les lignes rouges marquent les frontières « coût-efficaces » pour les différentes technologies selon la méthodologie traditionnelle des *cash-flows* actualisés. Les lignes noires indiquent le seuil d'investissement où le seuil de la VAN représente le changement de prix nécessaire (le prix du carbone et le ratio des prix gaz/charbon) afin de déclencher l'investissement. Les zones ombrées sont des extrapolations des résultats du modèle pour indiquer la région où l'option d'attente pourrait être exercée. La région « d'attente » est largement plus importante dans le graphique de droite, où seulement cinq ans sont disponibles avant le choc de prix par rapport aux dix ans dans le graphique de gauche. Nous remarquons également que les prix des combustibles (et de l'électricité) ne s'avèrent pas être des déterminants importants pour les investissements intégrant la capture et séquestration du carbone (CSC). Seule l'augmentation des prix du CO₂ pourrait surmonter la valeur d'attente. Par conséquent, le prix du carbone doit être plus important que celui trouvé avec la méthodologie traditionnelle des *cash-flows* actualisés afin d'avantager les investissements immédiats. Dans le cas de la politique à dix ans, l'augmentation du prix du carbone est modeste (15 %), alors qu'avec la politique à cinq ans, la hausse nécessaire est plus importante (35 %).

Graphique 43 : L'impact de l'incertitude du prix du CO₂ – dix ans (à gauche) et cinq ans (à droite) avant le choc du prix



Source : adapté à partir de Blyth et Yang, 2006

Les limites des options réelles pour le choix d'investissement

La prise de décision d'investissement est un processus complexe, lorsque les décisions sont faites dans un environnement très dynamique et incertain. La méthode des options réelles aide à améliorer la compréhension des effets de l'incertitude sur les décisions d'investissement et à capturer certains éléments de cet environnement complexe, en particulier dans les cas d'incertitudes liées aux politiques climatiques. L'application de la théorie des options réelles à des cas réels de choix d'investissement soulève néanmoins des difficultés, liées d'une part à la fixation de certains paramètres de calcul (e.g. durée de vie du projet, volatilité des prix des inputs ou outputs), et d'autre part à la transposition de la théorie financière à des situations réelles (e.g. découpage des projets, notions de sous-jacent et de prix d'exercice, identification des alternatives au projet ou modélisation de leurs marchés respectifs) (Taverdet-Popiolek, 2006).

Premièrement, dans les études mentionnées ci-dessus les décisions individuelles d'investissement sont traitées comme si elles étaient isolées du comportement stratégique plus dynamique qui serait attendu sur la plupart des marchés de l'électricité. La méthode ignore les mécanismes de *feedback* entre le comportement du marché électrique et les décideurs politiques eux-mêmes. Par exemple, le portefeuille existant d'actifs dont pourrait disposer une firme ou la structure d'ensemble du marché dans laquelle l'investissement se fera ne sont généralement pas pris en compte. Tous les prix (combustible, électricité, carbone) sont supposés être externes à la décision d'investissement. Or, compte tenu des investissements importants centralisés dans la production d'électricité, l'investissement lui-même pourrait influencer l'anticipation de ces prix. En général, la valeur d'attente calculée dans les études utilisant les options réelles s'applique donc aux décisions d'investissement des entreprises monopolistiques (Dixit et Pindyck, 1994). En situation concurrentielle, le concurrent pourrait contrecarrer l'opérateur historique et décider de construire une centrale dans la période 1 (avec la VAN positive espérée), ce qui pourrait satisfaire la demande du marché et empêcher l'opérateur monopolistique de construire dans la période 2. La valeur d'attente pourrait donc être éliminée par les forces concurrentielles (Trigeorgis, 1991). Dans les cas

intermédiaires, la valeur d'option réelle n'est pas éliminée mais réduite et dépend du facteur qui représente la probabilité pour la firme donnée de « gagner la compétition » et d'être la première à investir (Lambrecht et Perraudin, 2003). La valeur d'option est donc influencée par le niveau de pouvoir de marché et le degré de concurrence dans le système.

Deuxièmement, une simplification de la méthode découle des questions liées au calendrier de l'investissement. Le processus de planification, de construction, d'obtention des licences pour les projets importants, dure de nombreuses années. Il est possible de suivre plusieurs options pendant les étapes initiales d'un tel processus, mais au bout d'un certain temps, les compagnies doivent s'engager sur un projet et un calendrier. Le décalage temporel entre l'engagement final et la mise en œuvre varie selon les technologies, mais il peut durer plusieurs années. Dans le cas particulier où l'incertitude sur la politique climatique est un événement récurrent, par exemple cinq ans, la valeur d'attente pourrait être fortement réduite pour les investisseurs (Neuhoff, 2007).

En résumé, il s'agit d'une méthodologie très intéressante pour bien poser le problème des choix d'investissement en intégrant risque, gain d'information et flexibilité. Cependant, il peut s'avérer difficile de donner une valeur précise à l'option réelle comme on peut le faire avec les options financières. De plus, dans le contexte de ce chapitre qui cherche à examiner la structure européenne de production d'électricité à long terme, l'inclusion de la valeur de flexibilité dans les modèles de prospective s'avère difficile (Kann et Weyant, 2000). L'introduction de la prise de décision séquentielle nécessite d'incorporer l'incertitude *multi-stage* dans les modèles, ce qui, combiné avec le cadre stochastique nécessaire pour la gestion du risque, devient très complexe¹. Ainsi, la taille et la complexité de la plupart des modèles peuvent s'avérer un obstacle à de telles adaptations.

2.2.3 Le choix de la Valeur à Risque

En ignorant la valeur de la flexibilité dans les analyses suivantes, nous revenons sur les méthodes d'ajustement au risque. Les différentes méthodes de la théorie de l'investissement tenant compte de l'ajustement au risque discutées dans la section 2.2.1 sont centrées plutôt sur les décisions au niveau de la firme. La nécessité de données spécifiques, e.g. celles sur le niveau d'aversion au risque, sur la diversification ou les différents coûts de transactions, sur la solvabilité des investisseurs, complique l'analyse des choix technologiques dans les modèles de prospective de grande échelle couvrant l'ensemble du secteur. En effet, l'approche la plus simple pourrait être de se baser sur une catégorie unique d'investisseurs utilisant un critère identique de prise en compte du risque.

Néanmoins, le choix des caractéristiques pour un investisseur unique moyen peut s'avérer un peu arbitraire puisque nous manquons de connaissances sur son niveau de coûts de transaction et son degré d'aversion au risque. D'un côté, l'investisseur peut avoir une approche parfaitement diversifiée, en s'ajustant seulement au risque systématique et en ignorant les coûts de transaction, et donc les effets importants liés aux risques spécifiques des technologies (e.g. le modèle MEDAF). D'un autre côté, l'investisseur peut avoir une approche non diversifiée, ce qui suppose que tout le risque lié

¹ A notre connaissance, aucune étude de ce type n'existe.

aux technologies spécifiques influence la décision d'investissement. Dans ce cas les risques systématique et spécifique doivent être inclus dans l'ajustement au risque. Cette dernière approche ne modélise pas directement les effets de portefeuille et peut donc les sous-évaluer, mais elle est plus raisonnable dans un marché où la couverture est une pratique de création de valeur associée aux coûts de transaction. Puisque les données crédibles sur de tels coûts ne peuvent en général pas être estimées, l'ajustement au risque basé sur les distributions des *cash-flows*, c'est-à-dire tenant compte des deux risques, systématiques et spécifiques, peut être préférable

En effet, la méthode financière de la Valeur à Risque (VaR) pourrait représenter le critère de risque pour la catégorie unique des investisseurs dans les modèles d'équilibre partiel de prospective. Bien que les investisseurs aient des caractéristiques différentes, la VaR est apparue comme un standard industriel pour mesurer l'exposition au risque et, en tant que telle, elle peut bien convenir pour caractériser le comportement des investisseurs du secteur électrique. Par définition, la VaR est la perte maximale que peut subir un investisseur durant une certaine période de temps avec une probabilité ou confiance donnée (Holton, 2003). A supposer que cette probabilité soit de 95 % (elle est généralement fixée à 95 ou 99 %) la marge d'erreur ayant trait à cette perte maximale n'est que de 5 %. La définition inclut trois paramètres : le quantile α d'une distribution, la valeur liée à ce quantile VaR_α , et l'horizon de temps ΔT :

$$VaR_\alpha = \sup \{ x | F(x) \leq \alpha \}$$

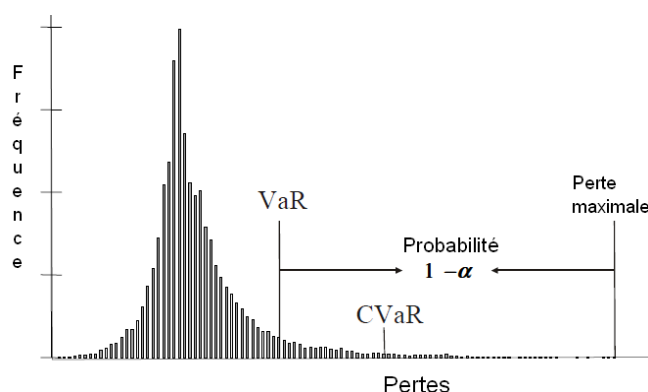
où $F(x)$ est la fonction cumulative de distribution de la variable de profit x .

Même si la VaR peut sembler une mesure très simple du risque, son calcul et l'analyse de ses propriétés théoriques sont des tâches relativement complexes. Le calcul de la VaR nécessite de connaître la distribution entière de la VAN et donc la distribution jointe des *cash flows* annuels du projet. Les trois approches principales pour le calcul de la VaR sont (Jorion, 2001) :

- 1) la *simulation historique* qui suppose que la distribution de rendements peut être déduite de la distribution des rendements annuels observés dans le passé pour les projets similaires. Cette approche ne dépend pas de la distribution paramétrique des rendements. La difficulté découle de la nécessité d'avoir une quantité importante de données d'un projet similaire ;
- 2) la méthode de *variance-covariance* qui suppose que des rendements annuels joints sont normaux afin que la distribution des rendements soit facile à calculer. Le défaut est que les queues de distribution peuvent être médiocrement représentées sous l'hypothèse de normalité.
- 3) la méthode de *Monte-Carlo* qui implique un calcul de la distribution jointe non paramétrique des rendements. Il est moins restrictif et plus réaliste que les méthodes précédentes. La difficulté provient de la nécessité d'effectuer une quantité importante de calculs.

Afin d'obtenir la VaR pour un seul actif i , on doit calculer la moyenne et l'écart type de cet actif, σ_i ¹. Etant donnée l'hypothèse de distribution normale, nous savons, à partir des tableaux des distributions normales standards, où sont situés sur la courbe les extrêmes à 1% et 5% (le quantile théorique qui correspond au niveau de confiance). La VaR au niveau de confiance de 95 % = 1,645 * σ_i et au niveau de confiance de 99 % = 2,330 * σ_i (Allen et Powell, 2006). La VaR présente cependant certaines caractéristiques mathématiques non désirables telles que le manque de subadditivité et de convexité. Ainsi, elle reste cohérente seulement si elle est basée sur l'écart type des distributions normales (Rockafellar et Uryasev, 2000). La Valeur Conditionnelle-à-Risque (CVaR) est considérée comme une mesure cohérente améliorée du risque ayant des caractéristiques d'homogénéité parfaite et de convexité (Artzner, 1999). En effet, la VaR est centrée sur la probabilité pour que la valeur actuelle nette (VAN) soit plus faible qu'un certain seuil, mais la VaR n'est pas affectée par la taille effective des pertes au-delà du seuil. La CVaR se focalise sur la perte moyenne dans la queue de distribution et elle est donc sensible à la probabilité, mais aussi à la taille de la perte au-delà du seuil.

Graphique 44 : L'illustration de VaR et CVaR



Source : d'après Uryasev, 2000

Néanmoins, puisque la VaR et la CVaR mesurent des propriétés différentes de la distribution (la première est le quantile et la deuxième est l'espérance conditionnelle de la queue), on ne peut pas affirmer que l'une est supérieure à l'autre du point de vue de la mesure du risque. La CVaR dispose cependant de meilleures caractéristiques pour l'optimisation de portefeuille, et elle peut être incorporée pour minimiser ou maximiser le rendement sous condition de risque (cf. Spangardt et al., 2006 ; Ehrenmann et Smeers, 2008). Dans ce contexte Fichtner et al., (2002) utilisent le modèle normatif d'optimisation pour maximiser les profits espérés en déterminant le portefeuille de production optimal en Allemagne à un horizon de planification de trente ans et avec des contraintes sur les émissions. L'étude montre en particulier que le portefeuille de production varie de manière importante en fonction des quotas d'émissions fixés ; selon qu'ils sont bas ou élevés (e.g l'éolien occupe une part

¹ Pour calculer le risque d'un portefeuille, on doit prendre en compte les corrélations entre les actifs (pour plus des détails cf. Encadré 15 de la section 2.4.1).

croissante dans le scénario avec niveau faible des émissions). D'une manière similaire, Fortin et al., (2008) examinent trois scénarios de prix du CO₂ et montrent l'existence d'un arbitrage entre le risque en termes de CVaR et le rendement. L'investissement ne repose pas exclusivement sur la technologie avec le rendement espéré le plus important, mais s'étend aux autres technologies afin que le risque associé soit minimum (cf. Unger et Luthi, 2002 ; Doege et al., 2006 également).

Lemming et Meiborn (2003) présentent une méthodologie sur l'intégration de la mesure du risque basée sur la VaR dans le modèle normatif d'optimisation. La VaR est utilisée pour calculer la prime de risque d'un investissement exprimée comme une addition aux coûts fixes des technologies spécifiques dans le modèle. Les variables risquées, telles que l'incertitude de la demande et les coûts variables, sont examinées en utilisant le modèle simple du marché électrique combiné avec le module de risque basé sur la VaR. Les auteurs montrent qu'avec une incertitude croissante sur les coûts variables, les primes de risques sont plus importantes pour les technologies en base que pour les technologies en pointe. Ceci s'explique par le fait que les capacités en base récupèrent leurs rentes de rareté pendant un nombre d'heures plus important que les capacités en pointe. L'augmentation de coûts de production de toutes les technologies réduit donc le profit pour les capacités en base pour un nombre d'heures plus important par rapport au cas des capacités en pointe. Cependant, le mix de production n'est que légèrement modifié, puisque la prime de risque distribuée par heure de production où le profit est positif reste moins importante pour les capacités en base que pour celles en pointe.

2.2.3.1 La Valeur à Risque dans le modèle POLES

En incluant des valeurs du carbone stochastiques au lieu des paramètres déterministes donnés par la tendance carbone à long terme (cf. section 1.4.3), on peut déterminer les effets sur les choix technologiques par l'ajustement au risque. Il est attendu que l'ajustement au risque diminue la valeur espérée des *cash-flows* actualisés (la VAN) et modifie donc le choix technologique, indépendamment du choix conduisant à ce que l'ajustement se fasse par les taux d'actualisation ajustés au risque ou par les équivalents certains. Afin de représenter un tel changement nécessaire, on peut actualiser les *cash-flows* annuels au taux d'actualisation sans risque pour alors calculer la prime de risque (la VaR) à partir des distributions des *cash-flows* en valeur présente pour de nouvelles capacités de la production d'électricité. Ensuite, comme suggéré par Lemming et Meiborn (2003), cette prime de risque peut être ajoutée directement au coût fixe (coût d'investissement) de chaque technologie afin d'examiner l'impact de l'ajustement au risque sur le mix technologique.

Etant donné que les Valeurs à Risque sont généralement connues comme les limites du risque choisies avec un certain niveau de confiance¹, les capacités descriptives du modèle POLES peuvent permettre de révéler des mesures explicites de la VaR des technologies spécifiques (Jorion, 2000). De plus, l'analyse statistique des distributions des valeurs actualisées nettes (VANs) peut apporter

¹ En général, la Valeur à Risque est utilisée pour fixer les limites de la position des *traders* et pour décider de l'allocation des ressources limitées en capital.

des informations utiles sur la comparaison de différents investissements. Evidemment, le principal inconvénient reste que la simulation finale, qui inclut les VaRs mesurées, ne fournit pas l'information sur le portefeuille optimal. Une application potentielle du modèle POLES pour rechercher plusieurs portefeuilles optimisés est examinée dans la section 2.4.

2.3 L'analyse du risque carbone avec le modèle POLES

Les différentes étapes de la procédure analytique de l'ajustement au risque lié à l'incertitude des prix du carbone dans le modèle POLES peuvent être décomposées de la manière suivante :

- 1) le prix du carbone est représenté par une variable aléatoire uniformément répartie autour de la tendance carbone à long terme établie dans la section 1.4.3. Nous rappelons que les prix du carbone, qui croissent de 35 €/tCO₂ en 2020 à 166 €/tCO₂ en 2050, ont été établis en employant une méthode de coût-efficacité conduisant à réaliser les objectifs d'émission de la Commission à moindre coût. Ensuite, une simulation Monte Carlo est effectuée pour établir les distributions entières de la VAN pour l'investissement dans les différentes technologies pour les pays européens de l'EU27 ;
- 2) le montant de la VaR est calculé et analysé à partir des distributions de la VAN des différentes technologies ;
- 3) la VaR mesurée est ajoutée aux coûts fixes des technologies des différents pays européens pour la simulation finale afin d'analyser l'impact de l'ajustement au risque du prix du carbone sur le mix technologique européen.

2.3.1 La méthodologie de simulation

La simulation Monte Carlo (1)

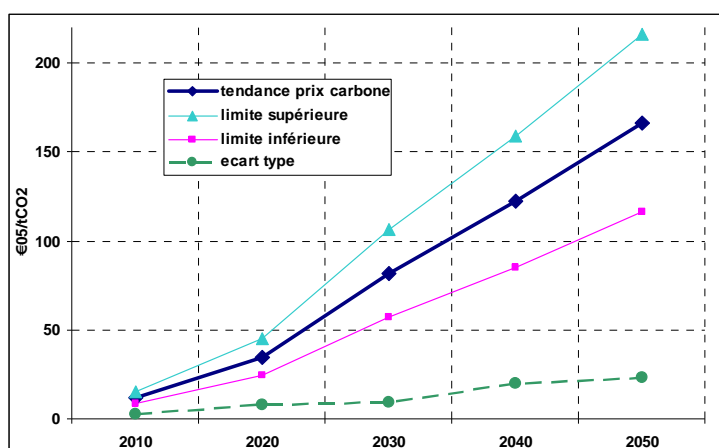
L'approche la plus complète pour prendre en compte les incertitudes dans les risques-clés est d'utiliser l'estimation probabiliste (Rode et al., 2001). La simulation Monte Carlo consiste à caractériser l'incertitude dans les résultats du modèle par l'attribution des distributions de probabilité aux intrants, et à produire la distribution des sortants par des simulations répétées. La procédure implique habituellement (1) l'identification des variables incertaines, (2) leur description statistique, (3) l'inclusion potentielle des relations (covariances) entre ces variables, (4) la simulation multiple et (5) la description des résultats du modèle par les distributions de probabilité (Spinney et Watkins, 1996).

La méthode Monte Carlo permet donc la simulation des impacts des incertitudes sur les coûts et les paramètres techniques afin d'obtenir une évaluation des risques associés aux différentes technologies. La simulation Monte Carlo fournit donc la distribution de la valeur actuelle nette (VAN), qui peut être utilisée dans un cadre analytique plus riche pour évaluer les investissements. L'inconvénient principal de cette méthode réside dans le temps de calcul nécessaire. Ainsi, comme Jorion (2000) le fait remarquer, les évaluations de la Valeur à Risque (VaR) à partir des simulations

Monte Carlo font objet de biais d'échantillonnage, ou *sampling variations*, en raison d'un nombre limité des répliques. Les estimations s'améliorent avec un nombre plus important d'itérations.

Afin de conserver une analyse simple des investissements, le risque est ici limité à une seule variable, celle du prix du CO₂. L'incertitude du prix du carbone est modélisée par la variable aléatoire uniformément répartie autour des valeurs déterministes de la tendance carbone pour le SCEQE établi dans la section 1.4.3. La marge d'incertitude de la distribution uniforme est représentée par les limites inférieures et supérieures qui reflètent les différentes variables qui pourraient influencer les valeurs déterministes de la tendance carbone, à la hausse ou à la baisse. Ce risque annuel est modélisé en multipliant le prix déterministe pour une année donnée par la variable aléatoire avec les limites inférieures et supérieures de 0,7 et 1,3 (une volatilité annuelle de $\pm 30\%$ est également utilisée dans Roques et al., 2006a). La volatilité annuelle du prix du carbone peut être évaluée pour l'achat ou la vente des permis d'émissions sur les marchés spot ou pour les contrats indexés sur les prix du marché spot. Ainsi, elle peut correspondre à l'introduction plus ou moins importante des crédits de mécanismes de projets dans le SCEQE pour une année donnée ou encore l'inclusion de quantités plus ou moins importantes d'énergies renouvelables dans le mix électrique, ce qui pourrait impacter à la baisse ou à la hausse le prix du carbone (cf. Chapitre III).

Graphique 45 : Les paramètres de la distribution normale de variable aléatoire



Source : modèle POLES (2009)

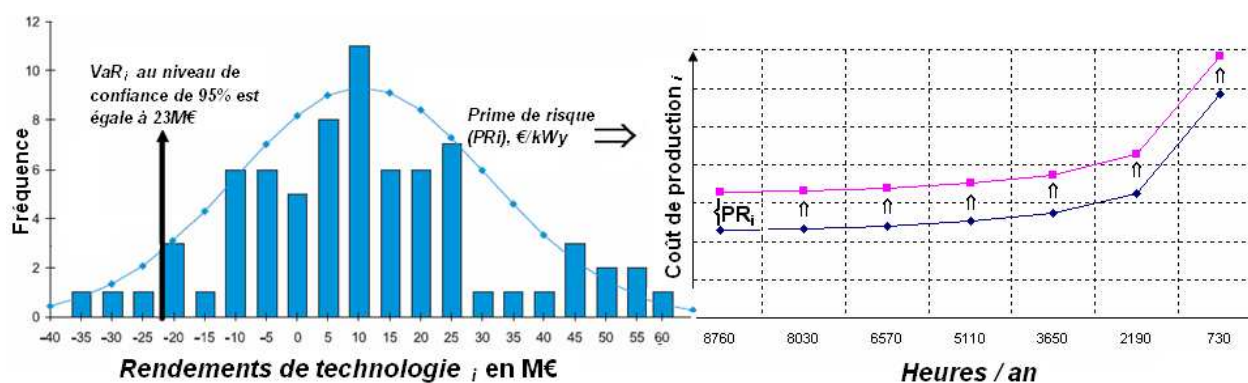
L'approximation « objective » de la volatilité est rendue difficile par l'absence de performance historique du prix du CO₂. Des données sur une période de temps plus longue existent pour le programme contre les pluies acides aux Etats-Unis où les prix du SO₂ ont varié de 70 \$/t en 1996 à 1 500 \$/t en 2005, avec une volatilité annuelle de 43 % durant la dernière décennie (Nordhaus, 2005). Quant au SCEQE, sa phase d'essai (2005-2007) a été marquée par une volatilité très importante ($\pm 60\%$) mais cette valeur n'est probablement pas représentative des prochaines phases (cf. Ellerman et Joskow, 2008).

Le calcul de la Valeur à Risque et son introduction dans le modèle POLES (2 & 3)

Le résultat des simulations Monte Carlo est la distribution des valeurs actualisées nettes (VANs) pour chaque technologie, à partir de laquelle on calcule la prime du risque exprimée par la VaR. L'actualisation des *cash-flows* annuels se fait au taux d'actualisation sans prise en compte du risque. Le taux supposé de 8 % est proche de celui habituellement retenu par des opérateurs monopolistiques et oligopolistiques (Finon, 2005).

Nous rappelons que lorsque la distribution des VANs sur un investissement dans une période spécifiée t obéit à une loi normale, la VaR se calcule comme suit : $VaR = \mu_{\alpha} \sigma_i$, où μ_{α} est le quantile α dans une distribution normale standard et σ_i est l'écart type. Pour un investissement ayant une distribution des VANs donnée, la fixation de α permet le calcul de la VaR, c'est-à-dire le calcul de la perte maximale qui pourrait être encourue avec une probabilité de $100-\alpha$ pour cet investissement spécifique. Le α de 1,645, qui correspond au niveau de confiance de 95 %, est le plus fréquemment utilisé dans la gestion de risque et est donc employé également dans l'étude présente (cf. Jorion, 2000). Ensuite, la VaR calculée peut être utilisée comme une prime de risque d'un investissement exprimée par une addition aux coûts fixés des nouvelles capacités dans le modèle POLES, comme illustré dans le Graphique 46.

Graphique 46 : L'illustration de la relation entre les primes de risque basées sur la VaR et les coûts fixes dans le modèle POLES



Source : notre propre représentation

La procédure correspond à un critère de risque selon lequel les investisseurs ajoutent la prime de risque en estimant qu'il n'y a qu'un risque de 5 % d'encourir une perte égale à la VaR durant la durée de vie d'une technologie par rapport aux revenus de l'investissement sans risque.

2.3.2 Les résultats des simulations

Afin de calculer les primes de risque pour les investissements dans le secteur électrique européen, nous avons effectué, à partir de 2010 et jusqu'en 2050, cinq cent simulations de Monte Carlo pour la variable stochastique du prix de CO₂, chaque année. Les vingt trois technologies électriques conventionnelles, renouvelables et nouvelles et les vingt deux pays européens (EU27 agrégés à

l'EU22) identifiés dans le cadre du système énergétique mondial du modèle POLES ont été pris en compte dans ces simulations. Pour calculer la VAN de chaque technologie, nous faisons une hypothèse simplificatrice concernant la durée de vie des technologies. Bien que pour les investissements démarrant en 2010 on puisse calculer les *cash-flows* sur pratiquement toute la durée de vie des technologies (40 ans sur la période 2010-2050), les *cash-flows* pour les constructions en 2015 par exemple ne peuvent être basés que sur trente cinq ans (ce qui est adapté pour l'éolien, mais moins pour le nucléaire), en 2020 sur trente ans et ainsi de suite. Cette hypothèse n'est cependant pas très contraignante dans notre cas, où l'on considère que l'intensité de la politique climatique ne cessera de croître et de favoriser les technologies moins intensives en carbone à long terme.

Nous commençons donc par l'analyse des primes de risque. Pour la simplicité de l'analyse des nombreuses données, nous considérerons deux pays représentatifs : la France et le Royaume-Uni. Ensuite, nous examinerons l'impact de la prime de risque sur le mix technologique de production dans la simulation finale pour l'ensemble de l'UE27, avec une analyse plus approfondie pour les cas de la France et du Royaume-Uni.

2.3.2.1 Les primes de risque

La volatilité des prix du carbone influence les *cash-flows* des technologies émettrices, notamment des technologies conventionnelles (CCT, LCT) et avancées (PFC, ICG) au charbon, des technologies conventionnelles (GCT, GGT) et avancées (GGC) au gaz (cf. Tableau 32 pour les acronymes utilisés pour les technologies). Les *cash-flows* des technologies avec la capture et séquestration du carbone (PSS, ICS et GGS) sont également très sensibles aux mouvements du prix du carbone, comme cela a été confirmé par plusieurs études (Blyth et Yang, 2006 ; Metz et al., 2005).

Dans le Tableau 27, nous identifions le poids des primes de risque dans le coût total des investissements des technologies pour les différentes années d'investissement au Royaume-Uni et en France. Les primes de risque et les coûts d'investissements sont différents entre les deux pays. La France affiche des primes de risque plus importantes pour les technologies au charbon et au gaz que celles prévalant au Royaume-Uni. Par exemple, l'investisseur qui veut construire en France une centrale au charbon pressurisée supercritique (PFC) en 2010 a beaucoup plus de chance d'encourir des pertes importantes que son homologue au Royaume-Uni. Ce résultat est notamment dû aux variations des prix de l'électricité et, donc, au niveau des revenus obtenus par les investisseurs dans les deux pays. Dans le modèle POLES, le prix de l'électricité varie en fonction du coût moyen du parc électrique national. Etant donné que les coûts de production actuellement et dans un futur proche sont plus bas en France (où 78 % de l'électricité provient des centrales nucléaires) qu'au Royaume-Uni (où le mix technologique est dominé par les technologies fossiles : 35 % pour le charbon et 37 % pour le gaz), les revenus que les investisseurs peuvent tirer de leur marché électrique respectifs sont plus bas en France qu'au Royaume-Uni. On constate ainsi que les primes de risque sont très sensibles à la structure nationale du parc électrique. Elles sont moins importantes dans les pays où les coûts moyens de production et le prix de l'électricité sont les plus élevés et *vice versa*.

Les primes de risque, comme résultat de la distribution des *cash-flows*, sont également étroitement liées à la production espérée des technologies. Cela signifie que les technologies fonctionnant en base devraient présenter des primes de risque plus importantes que celles fonctionnant en pointe. La raison est que l'augmentation du coût de production par le prix du carbone réduit le profit pour les capacités en base pour un plus grand nombre d'heures. Les pertes de revenu pour les technologies de pointe seront donc moins élevées puisqu'elles génèrent des rentes de rareté pour un petit nombre d'heures. Par exemple, dans le scénario sans ajustement au risque, une centrale au charbon pressurisée supercritique (PFC) produit pendant 7500 heures en moyenne par an durant sa durée de vie, alors que le thermique conventionnelle au charbon (CCT) produit pendant 4500 heures en moyenne par an. La perte de revenu est donc plus importante pour le PFC que pour le CCT¹ ; d'où des primes de risque plus élevées pour cette technologie comme le montre le Tableau 27.

Pour les deux pays, les primes de risque sont beaucoup plus importantes pour toutes les technologies au charbon que celles issues des technologies au gaz. Cela s'explique une fois de plus par le nombre d'heures de production attendues moins important pour les technologies au gaz que pour les technologies au charbon (et donc à la perte de profit moins élevée), mais également par le contenu moins carbonique du gaz par rapport à celui du charbon par unité d'électricité produite.

Au delà des différences entre les niveaux de primes de risque pour les technologies thermiques conventionnelles et avancées sans capture et séquestration du CO₂ (CSC), la tendance est que ces primes s'amplifient à moyen et long terme. Ceci s'explique par le prix croissant du carbone dans le temps et par sa volatilité accentuée. Par exemple, pour une construction d'une PFC à un horizon lointain (e.g. 2040), les primes de risque représentent 65 % du coût total d'investissement au Royaume-Uni et 89 % en France. Les primes de risque pour les technologies au gaz augmentent plus modérément : la turbine à gaz à cycle combiné (GGC) reste une alternative intéressante à court et moyen terme dans le mix technologique du Royaume-Uni et dans une moindre mesure en France. Ceci peut s'expliquer par un nombre assuré d'heures de production par des technologies au gaz afin de pallier à l'intermittence des énergies renouvelables dans le mix électrique.

Nous constatons également à partir du Tableau 27 que les technologies thermiques avec la CSC présentent, à court terme (2010), des primes de risque à hauteur de 11-12 % des coûts d'investissement. En revanche, vers 2015, le niveau des valeurs du carbone dans le SCEQE (comprises entre 16 et 30 €/tCO₂ avec une moyenne de 23 €/tCO₂) est suffisant pour que la centrale à la gazéification intégrée du charbon avec le cycle combiné et la CSC (ICS) et la turbine au gaz à cycle combiné avec la CSC (GGS) entrent sur le marché et n'encourent pas de pertes. Le niveau du prix du CO₂ doit être plus important d'environ 10 €/tCO₂ pour la centrale au charbon pressurisée supercritique avec CSC (PSS).

¹ Supposons que l'inclusion du prix du carbone entraîne une augmentation de 10 % du coût de production. Dans ce cas, la perte de revenu pour le PFC est égale à 10 % du coût moyen de production multiplié par les heures de production ($10\% \times 70 \text{ €/MWh} \times 7\,500 \text{ h} = 52\,500 \text{ €/MWh}$). Le même scénario pour le CCT implique une perte de revenu moins importante ($10\% \times 90 \text{ €/MWh} \times 4\,500 \text{ h} = 40\,500 \text{ €/MWh}$).

Les technologies thermiques avec la CSC n'obtiennent plus de primes de risque à partir de 2015-2020. En effet, tant que la valeur du carbone augmente dans le temps, sa volatilité ne paraît pas décisive pour ces technologies. Un certain nombre d'autres technologies non émettrices, comme les technologies de la biomasse, solaires, éoliennes ou encore nucléaires, n'ont pas des primes de risque relative à la politique climatique.

Tableau 27 : Le coût total d'investissement et la prime de risque

(1) - Coût d'investissement, €/kW, (2) - Prime de risque, €/kW, (3) - % de PR dans le coût d'investissement

Royaume-Uni																											
	2010			2015			2020			2025			2030			2035			2040			2045			2050		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
PFC	1384	330	24%	1319	591	45%	1297	712	55%	1281	718	56%	1262	724	57%	1242	758	61%	1221	793	65%	1198	823	69%	1180	853	72%
PSS	2382	291	12%	2239	277	12%	1994	0	0%	1903	0	0%	1829	0	0%	1764	0	0%	1702	0	0%	1659	0	0%	1628	0	0%
ICG	1866	333	18%	1722	581	34%	1651	692	42%	1612	697	43%	1571	702	45%	1535	734	48%	1497	766	51%	1472	794	54%	1453	822	57%
ICS	2423	274	11%	2227	0	0%	2041	0	0%	1908	0	0%	1809	0	0%	1723	0	0%	1652	0	0%	1604	0	0%	1571	0	0%
LCT	1471	346	24%	1465	346	24%	1448	346	24%	1444	346	24%	1441	346	24%	1437	346	24%	1434	346	24%	1430	344	24%	1426	342	24%
CCT	1331	347	26%	1331	382	29%	1330	425	32%	1330	427	32%	1330	428	32%	1329	440	33%	1317	452	34%	1306	468	36%	1299	483	37%
GCT	897	0	0%	888	67	8%	878	116	13%	872	118	14%	864	120	14%	856	129	15%	851	138	16%	847	143	17%	844	149	18%
GGT	445	14	3%	440	84	19%	435	101	23%	431	101	24%	426	102	24%	419	105	25%	415	108	26%	412	109	27%	409	110	27%
GGs	986	122	12%	927	0	0%	859	0	0%	809	0	0%	783	0	0%	763	0	0%	743	0	0%	724	0	0%	710	0	0%
GGC	571	0	0%	564	0	0%	557	0	0%	551	0	0%	540	3	0%	527	12	2%	514	21	4%	499	27	6%	483	34	7%

France																											
	2010			2015			2020			2025			2030			2035			2040			2045			2050		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
PFC	1428	635	44%	1319	902	68%	1271	1028	81%	1259	1034	82%	1242	1040	84%	1229	1058	86%	1213	1077	89%	1197	1083	91%	1151	1090	95%
PSS	2382	291	12%	2239	277	12%	1994	0	0%	1896	0	0%	1828	0	0%	1767	0	0%	1714	0	0%	1681	0	0%	1659	0	0%
ICG	1973	645	33%	1722	889	52%	1607	996	62%	1578	1002	63%	1544	1007	65%	1519	1027	68%	1488	1047	70%	1472	1054	72%	1423	1060	74%
ICS	2423	274	11%	2227	0	0%	2005	0	0%	1882	0	0%	1796	0	0%	1719	0	0%	1659	0	0%	1623	0	0%	1599	0	0%
LCT	1477	347	23%	1456	347	24%	1448	347	24%	1444	347	24%	1441	347	24%	1437	346	24%	1434	346	24%	1430	344	24%	1426	342	24%
CCT	1330	524	39%	1330	694	52%	1329	762	57%	1329	765	58%	1329	768	58%	1328	774	58%	1314	781	59%	1304	778	60%	1297	776	60%
GCT	902	127	14%	890	131	15%	874	131	15%	863	131	15%	854	131	15%	846	133	16%	840	135	16%	833	121	15%	828	107	13%
GGT	449	70	16%	442	70	16%	431	70	16%	423	69	16%	416	67	16%	409	68	17%	403	69	17%	398	62	16%	393	55	14%
GGs	986	122	12%	927	0	0%	833	0	0%	798	0	0%	776	0	0%	759	0	0%	740	0	0%	724	0	0%	711	0	0%
GGC	553	48	9%	543	154	28%	533	189	35%	523	191	37%	514	193	38%	504	203	40%	496	213	43%	488	215	44%	478	216	45%

Note : voir Tableau 32 pour les acronymes utilisés pour les technologies

Source : modèle POLES (2009)

L'analyse statistique des distributions des valeurs actualisées nettes (VANs) des différentes technologies, présentées par la somme des *cash-flows* futurs espérés actualisés pour la valeur temporelle, peut également fournir à l'investisseur un ensemble plus riche d'information afin de comparer les investissements alternatifs (cf. Tableau 28). La première observation issue du Tableau 28 est que la gamme de distribution est la plus élevée pour la PFC, ce qui indique que cet investissement peut s'avérer plus risqué que les autres. Comme le montre le Tableau 28, à partir de 2015 l'écart type pour la PFC (181 M€) est effectivement plus important que l'écart type des technologies au gaz ou encore des technologies avec la CSC. Malgré les VANs positives, ces dernières affichent cependant les écarts types les plus importants pour les constructions en 2010, ceux-ci diminuant ensuite avec la croissance du prix du carbone. Le *Min* représente la perte maximale située dans la queue de la partie gauche de la distribution. Il révèle que la probabilité la plus élevée d'avoir des pertes concerne les technologies au charbon (PFC, ICG, CCT). De son côté, le *Max* dans la queue de la partie droite de la distribution montre des gains potentiels plus forts pour les technologies utilisant la CSC.

Tableau 28 : Les résultats statistiques sur les distributions des VANs des différentes technologies dans le cas de la France (M€)

	2010					2015					2020				
	Moyen	Ecart-type	Min	Max	Gamme	Moyen	Ecart-type	Min	Max	Gamme	Moyen	Ecart-type	Min	Max	Gamme
PFC	33	156	-460	307	766	-33	181	-534	301	835	-109	191	-553	215	768
PSS	171	173	-146	348	494	228	105	-139	348	487	238	41	92	344	252
ICG	5	78	-226	144	369	-24	90	-258	142	400	-60	93	-267	101	368
ICS	219	178	-138	392	529	281	89	-128	392	520	277	43	120	388	268
CCT	92	168	-174	369	543	16	155	-174	348	522	-40	138	-174	269	443
GCT	4	35	-43	69	111	-11	27	-43	61	103	-22	16	-43	36	79
GGT	-2	9	-12	16	28	-5	6	-12	14	26	-8	3	-12	6	18
GGS	146	99	-49	267	316	179	52	-47	267	313	175	28	109	261	152
GGC	122	63	-69	201	270	89	71	-92	200	291	58	69	-93	185	279

Note : voir Tableau 32 pour les acronymes utilisés pour les technologies

Source : modèle POLES (2009)

Il faut cependant remarquer que les résultats des simulations de Monte Carlo pourraient s'avérer différents si en plus de la volatilité du prix du carbone, les prix stochastiques des énergies primaires ou encore les évolutions des coûts technologiques étaient introduits (cf. Roques et al., 2006). En particulier, il est probable que les technologies au gaz présentent des primes de risque plus élevées par rapport à celles de l'étude présente en raison de la volatilité du prix du gaz.

2.3.2.2 Les implications de la prime de risque sur le mix technologique

Afin d'examiner les effets sur le mix technologique, nous ajustons le scénario de politique climatique au risque et le comparons au même scénario mais sans ajustement au risque (cf. section 1.4.1 pour la description du scénario de politique climatique). Au niveau européen, la comparaison des simulations permet d'établir deux observations principales (cf. Tableau 29) :

- la proportion de capacités thermiques dans les capacités totales de production d'électricité diminue de façon plus marquée dans le scénario de politique climatique avec les primes de

risque (PR) par rapport au scénario de politique climatique sans PR. Cette part est remplacée par des capacités nucléaires et de la biomasse plus importantes. En particulier, la contribution du charbon diminue de façon importante. En revanche, la contribution du gaz reste plus importante ou stationnaire à court, moyen et long terme dans le scénario avec PR par rapport au scénario sans PR.

- les changements se produisent dans les capacités thermiques de production. La décroissance des capacités conventionnelles au charbon est beaucoup plus marquée dans le scénario de politique climatique avec PR. Dans le même scénario, la nécessité d'investir dans les technologies avancées au charbon sans CSC est également réduite de façon importante. En revanche, les capacités au charbon intégrant la CSC se développent plus rapidement et représentent environ 90 % des capacités au charbon en 2050 au lieu de 75 % dans le scénario de politique climatique sans PR. Dans une moindre mesure, la tendance est comparable pour les capacités au gaz avec le développement légèrement plus marqué pour les technologies avancées au gaz et des capacités au gaz intégrant la CSC.

La prise en compte du risque conduit ainsi à une légère diminution des émissions totales de CO₂ par rapport au scénario de politique climatique sans PR en raison des changements structurels dans le mix technologique européen décrit ci-dessus. Nous rappelons que le scénario de politique climatique sans PR inclut déjà une tendance croissante des prix du carbone décrite dans la section 1.4.3.

Tableau 29 : L'impact des primes de risque sur les capacités de production et la production d'électricité dans l'UE27

UE27	Scénario Politique sans PR						Scénario Politique avec PR			
	2010		2020		2030		2040		2050	
Capacité de production d'électricité (GW)	863	861	942	914	960	903	965	932	1125	1117
Thermique dont :	54%	54%	51%	49%	47%	45%	41%	40%	38%	37%
Charbon, lignite	38%	36%	33%	27%	27%	17%	18%	12%	15%	12%
dont les technologies conventionnelles	97%	97%	77%	78%	63%	49%	50%	27%	25%	9%
dont les technologies avancées	3%	3%	23%	22%	37%	51%	50%	73%	75%	91%
dont le CCS	0%	0%	32%	54%	57%	80%	69%	91%	81%	97%
Gaz	46%	47%	46%	50%	45%	49%	40%	41%	33%	33%
dont les technologies conventionnelles	36%	36%	36%	34%	34%	31%	30%	28%	24%	22%
dont le cycle combiné	44%	45%	42%	45%	40%	44%	33%	36%	31%	34%
dont le CCS	0%	0%	10%	11%	32%	34%	37%	41%	53%	58%
dont la cogénération (industrie)	19%	19%	21%	21%	25%	25%	36%	36%	45%	44%
Fioul	11%	11%	8%	8%	6%	6%	5%	5%	3%	3%
Biomasse	5%	6%	13%	16%	23%	27%	38%	42%	49%	52%
Nucléaire	15%	15%	11%	13%	9%	10%	9%	10%	11%	13%
dont le nouveau design (IV)	0%	0%	0%	0%	0%	1%	8%	10%	30%	30%
Hydro (grande)	15%	15%	14%	15%	15%	15%	15%	15%	13%	13%
Hydro (petite)	3%	3%	2%	2%	2%	3%	2%	2%	2%	2%
Eolien	12%	13%	20%	20%	25%	25%	30%	29%	30%	30%
Solaire	0%	0%	1%	1%	1%	2%	3%	3%	6%	6%
Production d'électricité (GWh)	3461	3458	3706	3695	4038	3998	4434	4488	5066	5162
Thermique dont :	56%	56%	58%	57%	61%	61%	62%	62%	56%	55%
Charbon, lignite	49%	48%	35%	29%	28%	20%	21%	14%	17%	14%
dont les technologies conventionnelles	97%	97%	67%	69%	52%	42%	46%	23%	21%	8%
dont les technologies avancées	3%	3%	33%	31%	48%	58%	54%	77%	79%	92%
dont le CCS	0%	0%	36%	55%	60%	80%	71%	91%	83%	97%
Gaz	39%	40%	42%	45%	40%	43%	33%	35%	25%	25%
dont les technologies conventionnelles	37%	37%	31%	30%	31%	30%	34%	31%	27%	25%
dont le cycle combiné	48%	48%	54%	55%	53%	56%	47%	51%	46%	50%
dont le CCS	0%	0%	15%	16%	37%	38%	40%	43%	56%	61%
dont la cogénération (industrie)	15%	15%	15%	15%	15%	15%	19%	18%	27%	26%
Fioul	7%	7%	4%	5%	3%	4%	4%	5%	2%	3%
Biomasse	5%	5%	19%	21%	29%	32%	42%	46%	56%	58%
Nucléaire	27%	27%	21%	22%	15%	17%	13%	15%	18%	20%
dont le nouveau design (IV)	0%	0%	0%	0%	0%	1%	9%	10%	30%	31%
Hydro (grande)	9%	9%	8%	9%	8%	8%	7%	7%	6%	6%
Hydro (petite)	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%	1%
Eolien	6%	6%	11%	11%	13%	12%	15%	13%	16%	15%
Solaire	0%	0%	0%	0%	1%	1%	1%	1%	2%	2%
Emissions CO₂ (MtCO₂)	3923	3901	3364	3255	2765	2602	2257	2071	1677	1562

Source : modèle POLES (2009)

Les tendances observées au niveau européen se confirment également au niveau national (cf. Tableau 30 pour la France et Tableau 31 pour le Royaume-Uni). En France, les capacités thermiques au gaz et au charbon décroissent plus rapidement dans le scénario avec ajustement au risque. Ces capacités sont remplacées par les technologies capitalistiques de la biomasse et du nucléaire dont le développement est alors plus marqué.

Les changements se produisent également à l'intérieur du mix thermique de la production de la France. En effet, l'inclusion des primes de risque élimine la nécessité d'investir dans des capacités avancées au charbon sans CSC (PFC, ICG) et oriente immédiatement plutôt vers les investissements avancés intégrant la CSC (PSS, ICS). A court et moyen terme, l'incertitude sur le prix du carbone, ainsi que les coûts d'investissement élevés, notamment de la gazéification intégrée du charbon avec le cycle combiné (ICG), défavorisent les investissements dans les technologies avancées sans CSC (cf. Laurikka, 2006 ; Sekar, 2005 également). Pour compenser le manque de production d'électricité à partir des technologies avancées au charbon sans CSC jusqu'en 2020, la production à partir des technologies conventionnelles au charbon augmente légèrement. Cependant, la contribution de ces technologies chute significativement après 2020 du fait de la pénétration croissante des technologies au charbon intégrant la CSC qui remplacent progressivement toutes les capacités au charbon sans CSC. De même, mais dans une moindre mesure, l'ajustement au risque diminue les investissements

dans les technologies avancées au gaz (GGC) et augmente légèrement les capacités au gaz intégrant la CSC (GGS).

Une production d'électricité plus importante à partir des technologies avec CSC, des capacités nucléaires et à la biomasse permet à la France de diminuer légèrement ses émissions de CO₂ (de 1 % en 2020, 5 % en 2030, 9 % en 2040 et 9 % 2050) dans le scénario de politique climatique avec PR par rapport au scénario sans PR.

Tableau 30 : L'impact des primes de risque sur les capacités de production et la production d'électricité en France

France	Scénario Politique sans PR					Scénario Politique avec PR				
	2010	2020	2030	2040	2050	2010	2020	2030	2040	2050
Capacité de production d'électricité (GW)	133	131	151	143	152	144	147	143	173	171
Thermique dont :	26%	25%	26%	23%	28%	25%	26%	25%	27%	25%
Charbon, lignite	37%	33%	32%	22%	31%	20%	33%	26%	32%	29%
dont les technologies conventionnelles	100%	100%	75%	81%	47%	28%	27%	8%	11%	2%
dont les technologies avancées	0%	0%	25%	19%	53%	72%	73%	92%	89%	98%
dont le CCS	0%	0%	40%	100%	64%	100%	79%	100%	84%	100%
Gaz	34%	36%	44%	47%	43%	46%	37%	37%	31%	30%
dont les technologies conventionnelles	56%	56%	57%	58%	53%	52%	47%	45%	34%	32%
dont le cycle combiné	14%	15%	29%	26%	37%	37%	40%	41%	50%	51%
dont le CCS	0%	0%	16%	23%	44%	58%	55%	70%	65%	79%
dont la cogénération (industrie)	29%	29%	15%	16%	10%	11%	13%	14%	16%	17%
Fioul	26%	27%	16%	19%	10%	12%	8%	9%	5%	5%
Biomasse	3%	4%	8%	12%	15%	21%	22%	27%	33%	36%
Nucléaire	48%	49%	43%	45%	35%	39%	32%	34%	28%	30%
dont le nouveau design (IV)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	7%	8%	23%	24%
Hydro (grande)	18%	18%	16%	16%	15%	16%	16%	16%	14%	14%
Hydro (petite)	3%	3%	3%	3%	3%	3%	3%	3%	2%	2%
Eolien	5%	5%	12%	12%	18%	17%	22%	21%	26%	25%
Solaire	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%	3%	3%
Production d'électricité (GWh)	623	623	678	677	728	726	770	779	853	868
Thermique dont :	15%	16%	17%	18%	31%	30%	38%	38%	38%	37%
Charbon, lignite	44%	41%	32%	24%	32%	23%	34%	27%	33%	30%
dont les technologies conventionnelles	100%	100%	49%	67%	31%	24%	26%	8%	10%	2%
dont les technologies avancées	0%	0%	51%	33%	69%	76%	74%	92%	90%	98%
dont le CCS	0%	0%	45%	100%	67%	100%	79%	100%	85%	100%
Gaz	36%	37%	47%	48%	44%	44%	35%	36%	29%	28%
dont les technologies conventionnelles	66%	66%	46%	50%	46%	48%	50%	49%	34%	33%
dont le cycle combiné	7%	7%	41%	38%	49%	47%	45%	46%	58%	60%
dont le CCS	0%	0%	21%	28%	47%	60%	57%	72%	67%	80%
dont la cogénération (industrie)	27%	27%	13%	12%	6%	6%	5%	5%	8%	7%
Fioul	13%	15%	2%	5%	3%	7%	8%	9%	4%	4%
Biomasse	6%	7%	18%	22%	21%	26%	23%	28%	35%	38%
Nucléaire	71%	71%	67%	67%	51%	53%	43%	44%	40%	42%
dont le nouveau design (IV)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	7%	8%	24%	25%
Hydro (grande)	9%	9%	9%	9%	8%	8%	8%	7%	7%	7%
Hydro (petite)	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%
Eolien	2%	2%	6%	5%	8%	7%	9%	8%	12%	11%
Solaire	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%
Emissions CO₂ (MtCO₂)	391	389	363	359	337	319	313	284	246	226

Source : modèle POLES (2009)

Au Royaume-Uni, comme en France, la part des capacités non carbonées - nucléaire et biomasse - est plus importante dans le mix technologique du scénario de politique climatique avec PR risque. Cela conduit également à des émissions légèrement moins élevées par rapport au scénario sans PR (cf. Tableau 31).

Ainsi, bien que la contribution des technologies thermiques diminue modérément dans le scénario avec PR par rapport au scénario sans PR, le mix thermique dans les deux scénarios s'avère relativement différent. Les capacités et la production au charbon diminuent sur toute la période de façon importante. En particulier, on constate une chute des investissements dans les technologies avancées au charbon sans CSC (PFC, ICG) en raison de leurs primes de risque élevées à court et

moyen terme. Les technologies intégrant la CCS occupent de façon de plus en plus massive la part restante de l'électricité produite à partir de charbon.

En revanche, l'utilisation du gaz devient légèrement plus importante à moyen, voir long terme. L'ajustement au risque favorise en effet les capacités avancées au gaz (GGC) dans le mix technologique du Royaume-Uni. Ceci s'explique par le coût d'investissement et par une prime de risque relativement faible pour cette technologie dans ce pays. Les capacités thermiques au gaz contribuent également à résoudre les problèmes croissants d'intermittence d'un parc ayant de plus en plus recours aux capacités aux énergies renouvelables.

Tableau 31 : L'impact des primes de risques sur les capacités de production et la production d'électricité au Royaume-Uni

Royaume-Uni	Scénario Politique sans PR						Scénario Politique avec PR			
	2010		2020		2030		2040		2050	
Capacité de production d'électricité (GW)	96	96	98	99	97	95	91	88	111	113
Thermique dont :	72%	72%	63%	62%	58%	57%	51%	50%	42%	42%
Charbon, lignite	33%	31%	21%	18%	18%	12%	13%	9%	18%	16%
dont les technologies conventionnelles	99%	100%	81%	90%	63%	62%	47%	34%	16%	7%
dont les technologies avancées	1%	0%	19%	10%	37%	38%	53%	66%	84%	93%
dont le CCS	0%	0%	32%	75%	58%	94%	73%	98%	85%	100%
Gaz	59%	60%	68%	72%	67%	73%	61%	64%	52%	51%
dont les technologies conventionnelles	14%	14%	16%	12%	14%	9%	13%	9%	11%	7%
dont le cycle combiné	67%	68%	63%	68%	60%	66%	48%	54%	41%	45%
dont le CCS	0%	0%	10%	10%	32%	31%	36%	35%	53%	54%
dont la cogénération (industrie)	19%	19%	21%	20%	26%	25%	39%	38%	49%	47%
Fioul	6%	6%	5%	5%	3%	4%	3%	3%	2%	2%
Biomasse	3%	3%	6%	6%	11%	12%	22%	23%	28%	31%
Nucléaire	12%	13%	9%	10%	7%	8%	8%	9%	18%	19%
dont le nouveau design (IV)	0%	0%	0%	0%	1%	1%	9%	11%	36%	36%
Hydro (grande)	4%	4%	4%	4%	4%	4%	5%	5%	4%	4%
Hydro (petite)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Eolien	11%	11%	24%	24%	30%	30%	35%	35%	32%	32%
Solaire	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	1%	3%	3%
Production d'électricité (GWh)	400	400	425	425	470	469	522	530	615	631
Thermique dont :	74%	73%	71%	70%	73%	73%	74%	74%	61%	59%
Charbon, lignite	36%	36%	21%	17%	18%	13%	16%	11%	22%	19%
dont les technologies conventionnelles	100%	100%	73%	84%	56%	58%	46%	34%	16%	7%
dont les technologies avancées	0%	0%	27%	16%	44%	42%	54%	66%	84%	93%
dont le CCS	0%	0%	33%	75%	59%	95%	74%	98%	85%	100%
Gaz	57%	57%	68%	71%	65%	70%	54%	57%	42%	42%
dont les technologies conventionnelles	13%	13%	17%	14%	16%	10%	18%	11%	16%	10%
dont le cycle combiné	74%	74%	70%	74%	71%	78%	67%	74%	61%	67%
dont le CCS	0%	0%	14%	14%	35%	34%	37%	36%	55%	56%
dont la cogénération (industrie)	13%	13%	12%	12%	13%	12%	16%	14%	23%	22%
Fioul	3%	3%	2%	2%	3%	3%	4%	4%	2%	2%
Biomasse	4%	4%	9%	9%	14%	14%	26%	28%	34%	37%
Nucléaire	18%	19%	13%	15%	9%	10%	9%	9%	21%	23%
dont le nouveau design (IV)	0%	0%	0%	0%	2%	2%	11%	12%	41%	41%
Hydro (grande)	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%	1%
Hydro (petite)	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Eolien	6%	6%	13%	13%	15%	15%	15%	14%	15%	15%
Solaire	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%
Emissions CO₂ (MtCO₂)	526	523	450	441	372	357	313	295	222	202

Source : modèle POLES (2009)

Les changements structurels dans le mix technologique européen sont donc étroitement liés aux niveaux des primes de risque calculées pour les technologies émettrices (cf. Tableau 27) : plus élevées pour les technologies au charbon et plus modestes pour les technologies au gaz. En conclusion, on peut clairement distinguer trois impacts sur le mix de production de l'introduction des primes de risque dans le scénario de politique climatique :

1. Les parts des capacités thermiques diminuent modérément pendant tout l'horizon de temps, alors que la contribution des technologies de la biomasse et du nucléaire augmente ;

2. La distribution des capacités à l'intérieur du mix thermique se modifie. Les parts des capacités au charbon diminuent tout au long de la période de simulation, alors que celles au gaz augmentent ou restent comparables aux niveaux déterminés dans le scénario de politique climatique sans PR. Les investissements dans les technologies avancées au charbon sans CSC deviennent moins intéressants en raison de leurs primes de risque très élevées, contrairement aux investissements dans les technologies au charbon avec CSC qui se développent de façon plus marquée dès 2020. Par conséquent, compte tenu du niveau du prix du carbone, le manque de capacités avancées sans CSC jusqu'en 2020 est remplacé par l'utilisation plus prononcée des capacités au charbon conventionnelles. Cette tendance est moins visible pour les capacités au gaz où les technologies avancées comme la turbine à gaz à cycle combiné présentent déjà des coûts d'investissements et des primes de risque faibles, ce qui favorise les choix d'investissement en leur faveur et leur utilisation.
3. La diversification dans le mix technologique d'ensemble et le mix thermique, entraînée par l'introduction des primes de risque réduit les émissions de CO₂.

Malgré ces changements structurels, nous constatons que l'ajustement au risque, qui prend en compte l'incertitude sur le prix du carbone, n'affecte que modérément le développement des investissements dans le secteur électrique européen. Cela peut être expliqué par la prise en compte de l'ensemble du secteur électrique où les décisions d'investissements dépendent dans une grande partie du parc électrique existant. Ainsi, tous les prix (combustible, électricité) ne sont pas externes à la décision d'investissement, mais plutôt inter-reliés et guidés par les investissements eux-mêmes. Le changement attendu s'avère donc moins prononcé que dans les études qui traitent les décisions individuelles d'investissement comme si elles étaient isolées des décisions d'investissements et de l'ensemble des capacités existantes et futures dans le secteur.

Limitations du modèle

Bien que le module de modélisation du système électrique du modèle POLES soit déjà détaillé au niveau des technologies et du processus « demande anticipée, décision d'investissement, demande effective, décision d'exploitation », la représentation de certains éléments reste limitée et devrait être améliorée dans les travaux futurs de recherche. Il s'agit en particulier : i) de l'introduction d'une modélisation simplifiée des échanges électriques en Europe et ii) de l'introduction du prix du marché électrique national (ou régional, ou européen selon le type d'étude à effectuer).

Ainsi, les hypothèses de déclassement exogènes des équipements en fin de vie qui sont utilisées dans les modèles sectoriels (qui reviennent à considérer une décroissance annuelle équivalente du $n^{\text{ième}}$ d'une durée de vie de n années pour les capacités existantes en début de période de simulation) mériteraient d'être approfondies et ajustées. Les options de prolongement de durée de vie et d'adaptation environnementale des équipements pourraient figurer dans les options technologiques considérées dans le modèle.

Conclusion

Dans cette section ont été examinés les aspects de la théorie de l'investissement qui peuvent être considérés pour représenter l'incertitude sur le prix du carbone dans les modèles de prospective permettant d'analyser le développement potentiel du mix électrique européen. La théorie distingue entre l'ajustement au risque et la valeur de la flexibilité qui implique la capacité de réagir à l'information dans le temps et, donc, d'optimiser le *timing* des décisions. La méthode des options réelles prend en compte les deux : le risque et la flexibilité dans les décisions d'investissement. Malgré les avantages des options réelles pour comprendre les impacts de l'incertitude sur les décisions d'investissement, l'inclusion de l'incertitude dans un processus séquentiel pour des modèles complexes de prospective s'avère difficile. Quant à l'ajustement au risque, il peut s'effectuer directement dans les *cash-flows* (e.g. VaR) ou dans le taux d'actualisation utilisé pour les *cash-flows* (e.g. MEDAF, CMPC). Cependant, l'ajustement au risque par le taux d'actualisation ou le coût du capital nécessite des données spécifiques, e.g. celles concernant la diversification ou les différents coûts de transactions, sur la solvabilité des investisseurs, ce qui complique l'analyse des choix technologiques dans les modèles de prospective. Par conséquent, nous avons choisis une approche se basant sur la catégorie unique des investisseurs utilisant un critère identique de risque. La mesure de la Valeur à Risque (VaR) qui, selon le niveau de confiance choisi, indique la perte maximale durant une période de temps donnée et qui se calcule à partir des distributions statistiques des *cash-flows*, convient raisonnablement pour représenter le comportement des investisseurs sous contrainte carbone.

L'ajustement au risque par les valeurs de VaR modifie légèrement les mix technologiques sans ajustement au risque. En particulier, le développement est encore plus marqué pour les technologies de la biomasse et du nucléaire et, surtout, pour les technologies thermiques intégrant la CSC, alors que la fraction des capacités qui n'intègrent pas la CSC, surtout, au charbon, chute de façon importante. Les primes de risque, qui mesurent la volatilité de la tendance de référence du prix du carbone, jouent donc en faveur des technologies capitalistiques et moins polluantes. Ces primes, quant à elles, dépendent dans une large mesure de l'évolution des prix nationaux de l'électricité. Elles s'avèrent moins élevées dans les pays où le prix d'électricité est plus important en moyenne. De même, les primes de risque sont sensibles aux hypothèses sur la production : les technologies de base perdent des recettes pour un nombre d'heure plus important et proposent donc des primes plus élevées.

Ainsi, les mix européens ajustés au risque permettent de diminuer les émissions de CO₂ par rapport au scénario de politique climatique sans prime de risque. La principale limitation est que la simulation ne fournit pas d'information sur le portefeuille optimal. La convergence potentielle entre le modèle de simulation et les techniques d'optimisation est examinée dans la section suivante.

2.4 Les éléments pour une analyse Moyenne-Variance du portefeuille de production électrique avec le modèle POLES

La section précédente a examiné le mix technologique de production à partir de comportements d'investissements ajustés au risque. Le but de cette section est d'analyser l'intégration potentielle d'une optimisation de portefeuille, dans une perspective normative avec le modèle de simulation POLES, cela afin d'identifier des portefeuilles plus efficaces dans l'arbitrage coût-risque. Nous commençons donc cette approche plus systémique par l'examen et les applications de la théorie de la moyenne-variance du portefeuille (MVP) dans l'industrie électrique dans la première section. Ensuite, dans la deuxième section, nous donnerons un exemple empirique de l'application de cette théorie pour le mix technologique européen de 2030 établi avec le modèle POLES.

2.4.1 La théorie du portefeuille

L'investisseur ou le planificateur doit évaluer le degré optimal de diversité pour atteindre l'objectif de réduction des risques tout en tenant compte de son coût. Cet arbitrage entre niveau de risque et coût fait écho à certaines techniques développées pour la gestion des actifs financiers, comme la théorie de MVP (Fabozzi et al., 2006). Cette théorie développée par Markowitz (1952)¹ pour la gestion des risques des actifs financiers peut être appliquée aux technologies de production électrique pour déterminer le degré de diversité optimal d'un point de vue risque-retour sur investissement². Chaque technologie de production électrique peut être placée dans un plan risque-rendement de l'investissement, où le retour sur investissement est défini comme l'inverse des coûts de production actualisés, et le risque associé à la technologie comme la variance du coût de production actualisé correspondant aux fluctuations des prix des énergies primaires et/ou des permis d'émission par exemple.

L'optimisation du portefeuille exploite des relations entre les coûts de production des différentes technologies. Par exemple, en raison de la corrélation entre les prix des combustibles, un portefeuille dominé par les combustibles fossiles apparaîtra comme non diversifié. Ce portefeuille est donc exposé au risque du prix des combustibles. Inversement, les renouvelables, le nucléaire et les autres options non carbonées, diversifient le mix et en réduisent le risque puisque leurs coûts ne sont pas corrélés aux prix des combustibles (cf. Awerbuch et Sauter, 2006).

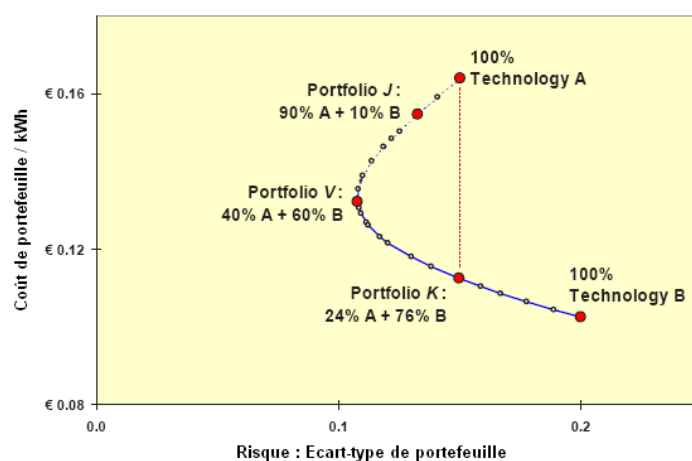
Les effets de portefeuille sont présentés dans le Graphique 47 qui montre les coûts et les risques des mix différents constitués de deux technologies. La technologie A est une option à coûts élevés et à risque faible. La technologie B est une option à coûts plus bas et à risque plus élevé. En

¹ Voir Bazilian et Roques (2008) pour une revue récente des développements de la théorie du portefeuille.

² La théorie du portefeuille est construite autour d'hypothèses fortes (parfaite divisibilité des actifs, coût de changement de portefeuille nul, utilisation des rendements et des variances historiques pour la prévision de leurs valeurs futures) dont l'application aux actifs réels que sont les centrales de production électrique est discutable. Cependant, elle représente un premier pas vers la formalisation des coûts et des bénéfices résultant de la diversification des technologies de production.

raison de l'effet de portefeuille, le risque total du mix diminue quand la technologie B, plus risquée, est ajoutée au mix constitué de 100 % de A. Par exemple, le portefeuille J composé de 90 % de technologie A et de 10 % de technologie B est plus faiblement exposé au risque que le portefeuille composé de 100 % de A. En effet, les investisseurs ne disposeraient pas des mix au-dessus du portefeuille V (à la variance minimale), puisque le mix avec le même niveau de risque peut être obtenu à des coûts plus bas représentés par la ligne bleue. Le portefeuille K est donc supérieur au 100 % de A puisqu'il dispose du même niveau de risque mais à coût plus bas. Les investisseurs considéreraient probablement aussi le portefeuille K comme supérieur au portefeuille de 100 % de B puisqu'il réduit le risque d'environ 25 % en augmentant le coût d'environ 10 % seulement, ce qui fournit un ratio de Sharpe favorable¹.

Graphique 47 : Le « coût-risque » pour un portefeuille de deux technologies illustratives



Source : d'après Awerbuch, 2006

Awerbuch et Berger (2003) font remarquer « qu'une implication importante de l'analyse de portefeuille, est que la valeur relative des actifs de production devrait être déterminée non pas en évaluant des actifs alternatifs, mais en évaluant les portefeuilles d'actifs alternatifs ». La planification énergétique devrait donc être orientée, non pas par la seule alternative de la minimisation du coût, mais davantage sur le développement des portefeuilles de production plus optimaux. Les principes de cette théorie sont résumés dans l'Encadré 15 dans le contexte des choix de mix de production d'électricité d'un planificateur social où le coût de production est une mesure pertinente selon la définition donnée par Awerbuch et Berger (2003). Il faut remarquer que d'autres mesures de coûts et de rendements peuvent être utilisées pour révéler des fonctions objectifs différentes. Par exemple, en suivant la perspective des investisseurs privés, la valeur actualisée nette (VAN) serait une mesure pertinente pour déterminer l'impact des coûts mais également des revenus (le risque de prix de l'électricité) comme l'expliquent Roques et al., (2006).

¹ Le ratio de Sharpe développé par William F. Sharpe représente le changement du coût par unité de changement dans le risque, et correspond donc à la pente de la frontière de l'efficacité (Sharpe, 1994).

Encadré 15 : Les coûts, les risques, les corrélations de production d'électricité (basé sur Bazilian et Roques, 2008, Awerbuch, 2006)

La théorie de portefeuille a été initialement développée dans le contexte des portefeuilles financiers afin de relier le rendement espéré avec le risque espéré de portefeuille définis comme la variation *year-to-year* des rendements de portefeuille. Ici, la discussion sur la théorie de portefeuille est basée sur le mix composé des deux technologies¹. Le coût de production est l'inverse du rendement (€/kWh versus kWh/€) ; *c'est-à-dire*, le rendement en termes d'output physique par unité d'intrant monétaire. Pour un mix de deux technologies, le *coût espéré de portefeuille* est la moyenne pondérée des coûts espérés de production de chaque technologie.

$$\text{Le coût espéré de portefeuille} = E(C_p) = X_1 E(C_1) + X_2 E(C_2) \quad (1)$$

Où : X_1, X_2 sont les parts fractionnaires des deux technologies dans le bouquet et $E(C_1)$ et $E(C_2)$ sont leurs coûts espérés de production, exprimés comme les coûts totaux actualisés par MWh.

Le *risque espéré de portefeuille* est la moyenne pondérée des variances des coûts de chaque technologie mais caractérisée aussi par leurs corrélations :

$$\text{Le risque espéré de portefeuille} = E(\sigma_p) = \sqrt{X_1^2 \sigma_1^2 + X_2^2 \sigma_2^2 + 2X_1 X_2 \rho_{12} \sigma_1 \sigma_2} \quad (2)$$

Où : σ_1 et σ_2 sont les écart-types des rendements (HPRs) de coût annuel des technologies 1 et 2 comme démontré ci-dessous ; ρ_{12} est leur coefficient de corrélation.

Le risque de portefeuille est souvent estimé comme un écart-type de HPRs des flux des coûts de production. Le HPR est défini comme : $\text{HPR} = (EV - BV) / BV$, où EV est la valeur de fin et BV est la valeur de départ. Pour les flux des coûts avec les valeurs annuelles communiquées, EV peut être pris comme un coût dans l'année t+1 et BV comme un coût de l'année t. HPR évalue le taux de changement dans les flux des coûts d'une année à la suivante.

Chaque technologie contient le portefeuille des flux des coûts (coût de capital, coût opérationnel et de maintenance, combustible, CO₂, etc). Le risque total pour chaque technologie (*i.e.* le risque de portefeuille pour ces flux des coûts) est σ_p . Dans ce cas, les poids, X_1, X_2 , etc. est la part fractionnelle des coûts totaux actualisés représentée par chaque flux des coûts. Par exemple, les coûts actualisés pour une centrale de charbon peut comprendre ¼ de capital, ¼ de combustible, ¼ des coûts opérationnels et ¼ de CO₂, où chaque poids $X_i = 0.25$.

Le *coefficient de corrélation* ρ est la mesure de diversification. Plus le ρ est bas, plus la diversification est grande, ce qui réduit le risque de portefeuille σ_p mesuré par l'absence de corrélation entre les éléments de portefeuille.

En traitant les données sur les coûts, le risque et les coefficients de corrélation il est possible d'établir un nombre de portefeuilles pour chaque niveau envisageable des coûts de production, chacun ayant une moindre quantité de risque réalisable à partir des actifs inclus (technologies). Ces portefeuilles sont qualifiés d'optimaux parce que situés sur la *frontière d'efficience*. L'optimalité renvoie à l'optimalité de Pareto dans l'arbitrage entre le risque et les coûts (rendements) de portefeuille.

¹ La méthode peut être facilement étendue pour inclure trois actifs ou plus. La formulation mathématique suit la méthode des deux actifs (cf. équation 2), *i.e.* chaque écart-type carré est multiplié par la proportion carrée dans le mix. Les termes respectifs de la corrélation sont ajoutés selon $2X_i X_j \text{COV}_{ij}$. Pour N actifs, l'équation 2

devient $\sigma_p^2 = \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N X_i X_j \rho_{ij} \sigma_i \sigma_j$. L'équation 1 devient $E(C_p) = \sum_{i=1}^N X_i E(C_i)$ (cf. Awerbuch et Berger, 2003).

2.4.1.1 Les applications de la théorie MVP dans l'industrie électrique

La première application de l'analyse de moyenne-variance de portefeuille dans le secteur électrique reste l'article de Bar-Lev et Katz publié en 1976 dans le *Journal of Finance*. Bar-Lev et Katz appliquent l'approche du portefeuille pour la réduction de la part des combustibles fossiles dans l'industrie électrique aux Etats-Unis. L'accent était porté sur les *inputs* des coûts du charbon, du fioul et du gaz. Cet article n'a cependant pas reçu de développements ultérieurs.

Dans les années 1990, Shimon Awerbuch a réintroduit l'approche de portefeuille de Markowitz dans les agendas de recherche. Dans ses premiers articles sur le portefeuille des actifs de production, Awerbuch a formulé le problème comme étant la minimisation du risque de rendement ou *reward* du combustible fossile (*i.e.* l'efficacité des coûts exprimée en kWh/US\$ct) à des niveaux donnés de *reward* du même combustible. Le point de départ pour l'utilisation de l'analyse de portefeuille de Markowitz est constitué des résultats futurs de la fonction objectif correspondant au *reward* du combustible fossile, qui peuvent être exprimés en termes de risque. Le modèle initial d'Awerbuch comprenait une technologie au charbon, une technologie au gaz et une technologie utilisant l'énergie renouvelable (éolienne ou photovoltaïque) (*cf.* Awerbuch, 2000). Ensuite, Awerbuch et Berger (2003) ont utilisé la MVP pour identifier le bouquet optimal technologique européen en considérant non seulement le risque du prix du combustible mais également les coûts d'exploitation et de maintenance ainsi que les risques de construction. Les auteurs trouvent qu'en le comparant au mix européen de 2000, le mix projeté de 2010 présente un risque et un rendement plus élevés. Jansen et al., (2006) utilisent la théorie du portefeuille pour examiner les risques et les rendements des différents mix de portefeuille correspondant aux différents scénarios de développement du système électrique aux Pays-Bas. La conclusion générale des applications de la théorie MVP pour évaluer la diversification basée sur les coûts de production en mettant l'accent sur l'incertitude du prix du combustible et en adoptant une perspective sociétale ou nationale, est que les portefeuilles plus diversifiés sont en général associés à des risques plus bas pour les mêmes niveaux de coûts. En particulier, les bouquets optimaux comprennent une part importante de technologies à coûts fixes élevés, (si seule l'incertitude de prix de combustible est considérée) renouvelable et nucléaire, qui présentent une corrélation faible avec les coûts de production des technologies fossiles.

Roques et al., (2006) appliquent la théorie de MVP pour identifier les bouquets technologiques optimaux dans le système électrique du Royaume-Uni, en se concentrant sur le risque portant sur le profit plutôt que sur le risque de coût de production. Dans cette perspective des investisseurs privés, le risque afférent au prix de l'électricité (et le risque CO₂ en Europe) est également pertinent pour les portefeuilles optimaux, et en particulier la corrélation entre les prix de l'électricité, des combustibles et du CO₂. Les auteurs concluent qu'il est peu probable que le cadre industriel actuel du Royaume-Uni valorise suffisamment une diversification de mix de combustible pour que les choix technologiques des investisseurs privés soient en ligne avec les mix socialement optimaux, à moins que les investisseurs ne trouvent des contreparties avec des profils de risque complémentaires pour signer les accords d'achat d'électricité à long terme. En particulier, les résultats suggèrent que les mécanismes institutionnels alternatifs de l'allocation de risque peuvent rendre les technologies

intensives en capital mais *risque free* de combustible, comme le nucléaire et les renouvelables attractives pour les investisseurs, et ainsi fournir aux entreprises des incitations plus fortes à diversifier les combustibles.

La littérature a également identifié un certain nombre de problèmes qui devraient être considérés dans l'application de la théorie MVP dans les mix technologiques de production (Roques et al., 2006 ; Awerbuch et Berger, 2003). Les questions qui se posent sur l'application de MVP pour les portefeuilles technologiques concernent surtout les caractéristiques des technologies de production considérées comme des actifs. La MVP utilise l'hypothèse que les actifs sont infiniment divisibles alors que les investissements dans la production d'électricité peuvent être très lourds (e.g. les nouvelles générations de centrales nucléaires). Awerbuch et Berger (2003) montrent que cela pose peu de problème lorsque sont considérés les grandes entreprises ou les portefeuilles nationaux de production. De même, la théorie MVP conventionnelle ne considère pas les coûts de transition entre les portefeuilles existants et futurs. Ceux-ci sont importants pour les portefeuilles de production d'électricité où il peut y avoir des coûts résiduels et de démantèlement importants pour les technologies existantes. Ensuite, les actifs d'électricité peuvent ne pas être parfaitement fongibles : deux technologies identiques peuvent partager des caractéristiques différentes de rendement et de risque si leur localisation et la disponibilité des combustibles sont différentes (Awerbuch et Berger, 2003).

2.4.2 L'optimisation de mix technologique de modèle POLES en 2030

L'optimisation des mix technologiques dans le modèle POLES ne constitue pas la première tentative de ce type. Dans sa contribution pour l'étude de *Perspectives mondiales des technologies énergétiques à l'horizon 2050 (WETO-H2)* effectuée avec le modèle POLES pour la Commission européenne, Shimon Awerbuch (2006) a appliqué l'analyse de risque de portefeuille et a utilisé les éléments des coûts de production à partir de la base de données TechPol pour 2050. Il a proposé des portefeuilles alternatifs au mix technologique de référence du modèle POLES pour 2050¹. Cependant, la référence POLES est le résultat d'une série d'investissements effectués avec le temps, alors que l'optimisation de la MVP n'utilise que les apports des coûts en 2050 de TechPol, ce qui peut faire différer les deux cas d'une manière importante.

Notre tentative est ici d'évaluer le risque introduit par les variations des éléments des coûts d'une manière endogène en prenant bien en compte les interactions entre les différentes technologies et donc les décisions d'investissements. Nous utilisons donc le scénario de politique climatique, qui inclut la contrainte carbone dans l'UE en 2030. L'année 2030 est choisie parce que le parc électrique européen doit croître et se renouveler principalement dans les deux prochaines décennies, ce qui fait que les prochaines décisions d'investissement pourraient être évaluées par rapport au coût et au risque du parc de référence du modèle POLES de 2030.

L'analyse de portefeuille repose en général sur des estimations de risque basées sur les performances historiques (Fabozzi et al., 2002). De telles estimations présument implicitement que le risque historique pour le prix du combustible et les autres coûts sont les meilleurs indicateurs d'un risque futur. Compte tenu des horizons de temps longs considérés dans le modèle POLES (y compris le mix de 2030 considéré ici), les estimations traditionnelles historiques, même basées sur les comportements observés, sont ouvertes à la critique du fait qu'elles peuvent ne pas s'avérer valables sur la période *multi-décennale* de l'étude.

Pour établir le risque de portefeuille, nous considérons donc deux éléments essentiels des coûts de production : le prix des énergies primaires (gaz, charbon) et le prix du CO₂. Le prix des énergies primaires dans le modèle POLES est calculé de manière endogène, alors que le prix du CO₂ doit être introduit de façon exogène (e.g. la tendance du prix du carbone établi dans la section 1.4.3). Afin d'inclure la volatilité de ces prix autour de leur valeur moyenne, les simulations de Monte Carlo peuvent être effectuées à l'intérieur du modèle POLES. L'incertitude du prix du carbone est donc modélisée par une variable aléatoire uniformément répartie autour des valeurs déterministes de la tendance carbone pour le SCEQE, comme cela est décrit dans la section 2.3.1.

Quant aux volatilités annuelles des prix des énergies primaires, elles se situent aux alentours de 15 et 30 % depuis le milieu des années 1990 : l'écart type pour les prix du gaz a été d'environ 38 % alors que l'écart-type pour les prix du charbon s'est situé autour de 20 % (Lovins, 2002). Le risque des prix des énergies primaires est donc modélisé en multipliant le prix endogène pour une année donnée par la variable aléatoire avec les limites inférieures et supérieures de 0,8 et 1,2 pour le gaz et de 0,85 et 1,15 pour le charbon (les volatilités annuelles de $\pm 20\%$ et $\pm 15\%$ respectivement utilisées également par Roques et al., 2006a). Les simulations de Monte Carlo permettent également d'obtenir les corrélations entre les flux des coûts totaux des technologies de production.

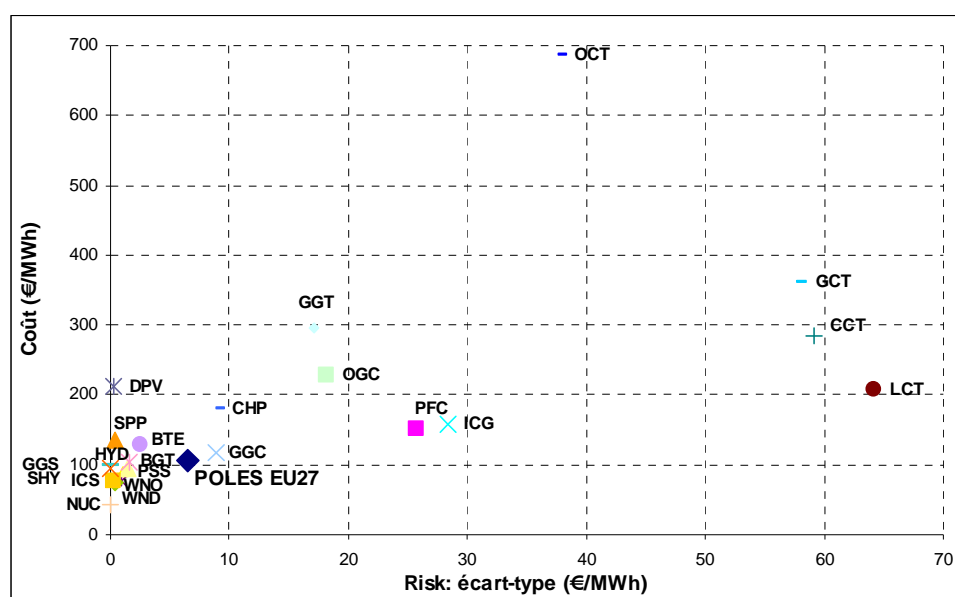
2.4.2.1 L'optimisation de portefeuille établi dans le scénario de politique climatique

Le modèle POLES implique une large série de coefficients et paramètres techniques et la conversion de cet ensemble de relations aux contraintes de l'optimisation s'avère très complexe. Afin de localiser les mix optimaux, l'optimisation est donc contrainte à la zone qui entoure les résultats du scénario de politique climatique en 2030. La zone cible a été fixée pour inclure tous les mix dont les parts de marché des technologies (vingt trois technologies) se situent à l'intérieur d'une fourchette de $\pm 3\%$ par rapport aux parts de marché du scénario de politique climatique. On suppose que ces situations s'approchent des résultats de POLES sans pour autant remettre en question d'une manière importante les coefficients techniques du modèle. L'analyse de portefeuille ne préconise pas un mix de production particulier, mais illustre plutôt l'arbitrage coût-risque entre plusieurs mix dont les parts de marché des technologies ne dépassent pas $\pm 3\%$ des parts du scénario de référence.

¹ Cependant, il rappelle que la spécification complète d'optimisation de portefeuille exige que les liens techniques du modèle POLES soient convertis à l'ensemble des contraintes d'optimisation. Un tel exercice reste en dehors du périmètre de la thèse.

Le Graphique 48 illustre les coûts espérés (déterministes) pour chaque technologie en 2030 avec leurs risques estimés à partir des simulations de Monte Carlo. Les acronymes utilisés pour les technologies sont définis dans le Tableau 32 où sont indiqués également à titre indicatif leurs coûts de production ramenés au temps réel d'utilisation des technologies. Les technologies conventionnelles au charbon et gaz sont situées au centre et dans la partie droite du graphique, ce qui suggère un risque important et des coûts modérés, voir élevés pour le GCT par rapport au mix du scénario de politique climatique de POLES. Les technologies avancées au charbon se présentent avec un binôme risque-coûts plus faible que celui des technologies conventionnelles, mais elles restent largement à droite du « mix politique » de POLES. Les technologies renouvelables et nucléaires ne sont pas affectées par la volatilité des prix du carbone et sont favorisées par l'absence de corrélation avec les prix des énergies primaires et se situent donc à un niveau relativement bas du binôme risque-coûts ¹. Ainsi, les centrales incluant la CSC s'avèrent largement moins risquées et coûteuses que les centrales conventionnelles en raison d'un prix du carbone suffisamment élevé (la moyenne en 2030 est 81 €/tCO₂ avec les limites inférieures et supérieures de 57 et 106 €/tCO₂, cf. Graphique 40). Nous rappelons que le mix du scénario de politique climatique inclut déjà la tendance du prix du carbone, ce qui lui permet de se situer à un niveau risque-coûts relativement bas.

Graphique 48 : Les coûts et le risque de production des technologies et le mix de référence



Source : modèle POLES (2008)

¹ L'absence de prise en compte des risques technologiques tels que les risques des coûts de construction ou de capital favorisent le coût-risque des installations intensives en capital (hydraulique, nucléaire, les centrales avec la CSC). L'inclusion du risque des coûts de construction pourrait déplacer le positionnement de certaines technologies (e.g. le nucléaire) plus à droite (voir Awerbuch et Yang, 2008).

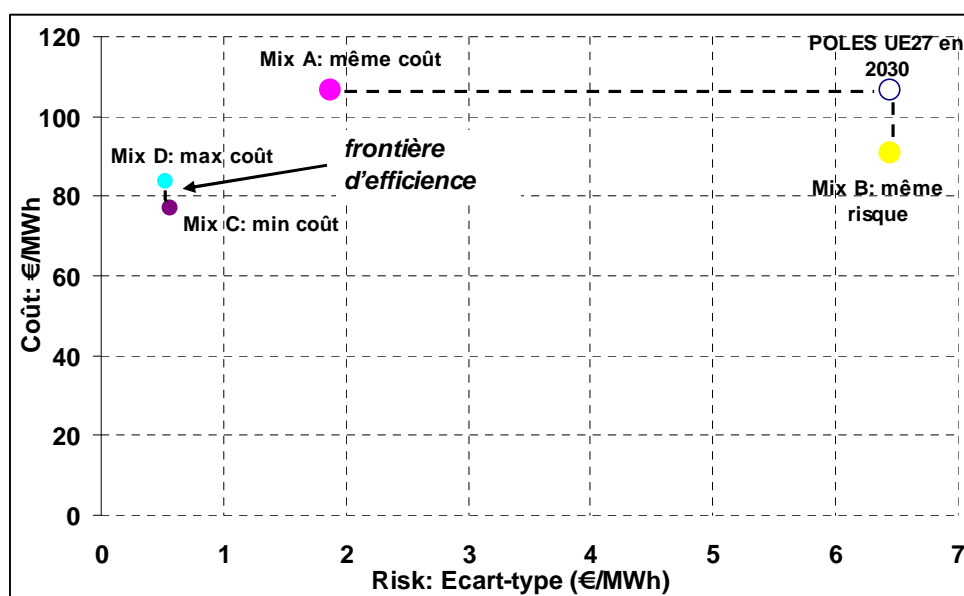
Tableau 32 : Les acronymes utilisés pour les technologies

Acronyms		Coûts de production par rapport au temps réel d'utilisation des technologies et avec un prix du carbone de 39 €/tCO ₂ , €/MWh
PFC	Charbon pressurisé supercritique	106
PSS	Charbon pressurisé supercritique avec la CSC	87
ICG	Gazéification intégrée du charbon avec le cycle combiné	110
ICS	Gazéification intégrée du charbon avec le cycle combiné et la CSC	75
LCT	Thermique conventionnel au lignite	93
CCT	Thermique conventionnel au charbon	172
OCT	Thermique conventionnel au fioul	587
GCT	Thermique conventionnel au gaz	292
GGT	Turbine au gaz	269
OGC	Turbine au fioul à cycle combiné	196
GGG	Turbine au gaz à cycle combiné avec la CSC	92
GGC	Turbine au gaz à cycle combiné	100
BGT	Gazéification de biomasse	102
BTE	Combustion directe de biomasse	123
NUC	Réacteur nucléaire conventionnel à eau légère	43
CHP	Production combinée de chaleur et d'électricité	165
HYD	Hydraulique (>10MW)	99
WND	Eoliennes onshore	73
WNO	Eoliennes offshore	77
SPP	Centrales thermiques solaires à la température haute	135
SHY	Hydraulique à petite échelle (<10 MW)	94
DPV	Photovoltaïque (PV) décentralisé intégré aux bâtiments avec la connexion réseau	212

Le Graphique 49 localise le « mix politique » de POLES et montre la frontière d'efficience sur laquelle sont localisés les mix optimaux. Les mix qui sont au-dessus de la frontière d'efficience sont sous-optimaux (e.g. le mix POLES) puisque le coût et le risque espérés peuvent être améliorés. On remarque que le mix POLES s'éloigne des solutions optimales avec une liberté accordée de $\pm 3\%$ pour les changements des parts des vingt trois technologies dans la production d'électricité. Cependant, n'importe quel mix situé au-dessous ou à gauche du mix de POLES est une amélioration puisqu'il dispose, soit d'un coût, soit d'un risque moins élevé, ou des deux. De tels mix peuvent présenter d'autres caractéristiques souhaitables par rapport aux parts technologiques ou aux émissions carboniques. Il existe un grand nombre de mix, bien que nous montrions seulement ceux qui améliorent l'arbitrage coût-risque du mix POLES et des mix optimaux situés sur la frontière d'efficience :

- Mix A : même coût : ce mix est d'un risque minimal pour un coût de production de « mix politique » de POLES ;
- Mix B : même risque : ce mix présent un coût minimal pour le niveau de risque de « mix politique » de POLES ;
- Mix C : min coût : c'est le mix avec le moindre coût et le risque le plus élevé. Généralement, il est le moins diversifié (e.g. Awerbuch, 2006) ;
- Mix D : max coût : c'est le mix avec le moindre risque et le coût le plus élevé. Généralement, il est le plus diversifié.

Graphique 49 : La frontière d'efficacité et les mix améliorés



Source : modèle POLES (2008)

Le Tableau 33 présente les coûts et les risques de production, la production d'électricité et les émissions de CO₂ pour le « mix politique » de POLES et les autres portefeuilles optimaux et améliorés. En comparant le mix POLES avec le mix A (présenté par le même coût mais avec un niveau de risque plus bas), on remarque que les émissions de CO₂ peuvent encore être diminuées. Cela s'explique surtout par l'absence des technologies au charbon conventionnelles et par la diminution des technologies au charbon avancées sans CSC ayant un coût de production élevé, et par l'augmentation de la production d'électricité à partir des capacités hydrauliques.

En revanche, dans le mix B qui dispose d'un même niveau de risque mais avec les coûts moins importants, les émissions de carbone sont légèrement plus élevées que dans le mix POLES. Toutefois, les émissions séquestrées sont supérieures aux prévisions du modèle. On constate que pour diminuer le coût et maintenir le même niveau de risque, le mix B incorpore plus de technologies au charbon avancées, avec et sans CSC, et plus d'électricité nucléaire et d'origine éolienne.

Les deux mix optimaux C (au coût minimal) et D (au coût maximum) produisent largement moins d'électricité à partir des centrales thermiques, et plus en employant les énergies renouvelables et nucléaire, ce qui permet de réduire fortement les émissions de carbone (-40 % par rapport au « mix politique » de POLES). L'énergie solaire, dont les coûts de production sont élevés mais où le risque est faible, est plus utilisée dans le mix D, alors que dans le mix C la production d'électricité est davantage assurée par les technologies utilisant la CSC, dont le risque est légèrement plus élevé en raison de la volatilité des énergies primaires, mais dont le coût de production reste moins élevé que celui de l'énergie solaire.

Tous les mix, bien que présentés par les différences dans l'arbitrage coût-risque, privilégient néanmoins l'électricité produite à partir des centrales nucléaires et des éoliennes.

Tableau 33 : Les différents portefeuilles¹

	Mix C: min coût	Mix A: même coût	Mix POLES UE27 en 2030	Mix B: même risque	Mix D: max coût
Portfolio Cost, €/MWh	76.9	106.4	106.4	90.7	83.5
Portfolio Risk, €/MWh	0.6	1.9	6.4	6.4	0.5
CO ₂ Emissions (électricité), Mt	-40%	-23%	706	6%	-40%
CO ₂ Emissions sequestrés, Mt	12%	-32%	661	36%	-32%
Production totale d'électricité, TWh	4038				
Thermique dont :	-13.3%	-2.2%	2206	-3.1%	-20.6%
Charbon, lignite	-2.6%	-2.6%	914	8.9%	-8.6%
dont les technologies avancées	1.4%	1.4%	755	8.9%	-4.6%
dont le CCS	6.0%	6.0%	567	2.9%	0.0%
Gaz	-6.8%	-5.2%	1063	-6.8%	-6.8%
dont le cycle combiné	0.0%	0.0%	775	0.0%	0.0%
dont le CCS	3.0%	3.0%	388	-3.0%	3.0%
dont la cogénération (industrie)	-3.0%	-1.4%	133	-3.0%	-3.0%
Fioul	-0.9%	-0.4%	37	-0.9%	-0.9%
Biomasse	-3.0%	6.0%	192	-4.3%	-4.3%
Nucléaire	3.0%	3.0%	998	3.0%	3.0%
dont le nouveau design (IV)	0.0%	0.0%	0	0.0%	0.0%
Hydro (grande)	3.0%	3.0%	311	-3.0%	3.0%
Hydro (petite)	3.0%	3.0%	49	-1.2%	3.0%
Eolien	6.0%	6.0%	406	6.0%	5.6%
Solaire	-1.7%	6.0%	68	-1.7%	6.0%

Source : Modèle POLES (2008)

Le Tableau 33 expose également les limites de cette analyse. Par exemple, le modèle POLES incorpore les divers potentiels de développement des énergies renouvelables, qui peuvent être très différents dans les mix optimisés et améliorés. Ainsi, les capacités au gaz sont souvent utilisées pour les heures de pointe mais également pour accompagner l'augmentation des technologies intermittentes dans le mix de production. Ces aspects ne sont pas respectés, en particulier dans les mix C, B et D. Pour éviter les erreurs grossières, deux solutions sont possibles : (1) convertir l'ensemble des relations du modèle POLES (les coefficients et les paramètres techniques) aux contraintes de l'optimisation (*first-best*), ce qui s'avère complexe, ou (2) contraindre la liberté accordée aux changements des parts technologiques dans la production d'électricité de manière plus spécifique (e.g. en distinguant les technologies de base et de pointe), ce qui pourrait s'avérer contraignant pour les résultats (*second-best*). L'introduction d'éléments d'optimisation de portefeuille dans le modèle de simulation POLES reste donc à ses débuts, mais permet cependant d'avoir des éléments d'appréciation sur les coûts et les bénéfices du concept de diversification des technologies.

En conclusion, on peut indiquer que la théorie de moyenne-variance du portefeuille peut apporter de nouveaux éclairages sur les stratégies d'investissements. En supposant que les coefficients techniques de POLES se maintiennent avec des changements dans les parts de marché des technologies bornés ($\pm 3\%$ par rapport au mix de référence de 2030), les résultats de l'optimisation discutés dans cette section sous-entendent qu'il est possible d'améliorer les résultats de POLES. Les mix optimisés (D et C) et les mix améliorés (A et B) disposent d'un coût, d'un risque ou

¹ Le portefeuille de production « mix POLES UE27 » est légèrement différent de celui trouvé dans le scénario de politique climatique et discuté dans la section 2.3.2. Ceci s'explique par l'absence de soutien pour les énergies renouvelables dans l'étude de cette section réalisée en 2008 contrairement à l'étude effectuée dans la section 2.3.2. Les contraintes carbone appliquées dans les deux études restent comparables.

même d'émissions CO₂ moins élevés. La question des dispositifs d'incitation qui seraient nécessaires pour permettre la réalisation de tels mix optimisés/améliorés reste quand à elle ouverte.

CONCLUSION DU CHAPITRE IV

Trois aspects ont été examinés dans ce chapitre : (i) la tendance de référence pour le prix du carbone à long terme (2050), (ii) les outils pertinents pour les décisions d'investissement en environnement incertain et (iii) l'impact de la prise en compte du risque que représente la volatilité des prix du carbone sur l'évolution technologique dans le secteur électrique européen à long terme.

Après avoir examiné deux moyens principaux pour fixer les prix du carbone à long terme (coût-avantages et coût-efficacité), la méthode de coût-efficacité a été choisie pour deux raisons : (i) les objectifs des politiques climatiques à moyen terme (2020) sont désormais connus et des réductions indicatives de l'ordre de 60 à 80 % d'ici 2050 sont suggérées ; (ii) cette méthode présente l'avantage de pouvoir être mise en œuvre plus aisément dans le cadre de modèles énergie ou énergie-économie détaillés et éprouvés, alors que la prise en compte des coûts du changement climatique ne peut être menée que de manière très abstraite, dans des modèles théoriques. Afin d'être en conformité avec les objectifs de long terme, l'analyse empirique menée avec le modèle POLES a permis d'identifier une tendance du prix carbone qui croît de 35 €/tCO₂ à 166 €/tCO₂ entre 2020 et 2050. Afin de montrer l'importance des déclarations officielles sur la réduction des émissions à long terme, nous avons montré également que l'anticipation du renforcement de la politique climatique peut diminuer le prix du carbone de 32-33 % en 2020-2030 et de 10-22 % en 2040-2050 par rapport à une situation de myopie des acteurs économiques. Quant aux résultats sur le mix technologique de production, la « décarbonisation » du secteur électrique européen dans le scénario sans ajustement au risque (basé sur les valeurs déterministes de la tendance du prix carbone) se fait en principe selon quatre options différentes: (i) la substitution de certaines capacités de production à base de charbon par celles au gaz à moyen terme ; (ii) les énergies renouvelables ; (iii) les centrales nucléaires avec une apparition plus importante des technologies de quatrième génération ; et finalement (iv) la CSC pour les grandes technologies thermiques.

Afin d'examiner les comportements ajustés au risque que crée la variabilité de la tendance du prix carbone, nous avons tout d'abord fait référence à la théorie des investissements sous incertitude. En effet, cette théorie distingue l'ajustement au risque de la valeur de la flexibilité qui implique la capacité à réagir à l'information dans le temps et, donc, l'optimisation du timing des décisions. La plupart des investissements en capital physique sont irréversibles. Si on apprend demain que le problème du changement climatique est moins sévère que prévu, ou si une technologie nouvelle qui permette une réduction massive des émissions à faible coût émergeait, on aurait investi aujourd'hui inutilement. Cependant, dans les marchés électriques libéralisés, la valeur d'attente d'une nouvelle information pourrait être réduite voir éliminée par les forces concurrentielles. Aussi, le calendrier de l'investissement pose des questions : il est possible de suivre plusieurs options pendant les étapes initiales, mais au bout d'un certain temps, les compagnies doivent s'engager sur un projet et un

calendrier. De plus, l'inclusion de la flexibilité et de la valeur d'option (e.g. la méthode des options réelles) s'avère difficile dans un processus séquentiel des modèles complexes de prospective. Quant à l'ajustement au risque, nous avons montré qu'il peut s'effectuer directement dans les *cash-flows* (e.g. *VaR*) ou dans le taux d'actualisation utilisé pour les *cash-flows* (e.g. MEDAF, CMPC). Cependant, l'ajustement au risque par le taux d'actualisation ou le coût du capital nécessite des données spécifiques, e.g. celles concernant la diversification ou les différents coûts de transactions, sur la solvabilité des investisseurs, ce qui complique l'analyse des choix technologiques dans les modèles de prospective. Par conséquent, pour représenter le comportement des investisseurs en situation d'incertitude sur la contrainte carbone, nous choisissons l'approche d'ajustement au risque par la mesure de la Valeur à Risque (*VaR*), qui se base sur la catégorie unique des investisseurs utilisant un critère identique de risque et qui se calcule à partir des distributions statistiques des *cash-flows*. En particulier, la méthode de la *VaR* a révélé la nécessité réduite d'investir dans des capacités avancées au charbon sans CSC en raison de primes de risque importantes pour ces technologies polluantes. L'ajustement au risque a signalé une orientation plus avancée et plus importante vers les technologies thermiques intégrant la CSC. En effet, tant que la valeur du carbone augmente dans le temps, sa volatilité ne crée pas des primes du risque (au moins après 2020) pour ces technologies.

La deuxième approche que nous employons pour examiner les mix technologiques de production reste plus systémique. La méthode de Moyenne-Variance du portefeuille permet d'évaluer plusieurs portefeuilles en arbitrant sur le plan « risque prix du carbone – coût de production » dans un système énergétique. Nous montrons donc qu'il est possible d'améliorer et d'optimiser les mix technologiques résultants du modèle POLES. Les mix peuvent disposer d'un coût, d'un risque ou même d'émissions de CO₂ moins élevés. Dans tous les mix étudiés, les technologies nucléaires et éoliennes restent privilégiées.

CONCLUSION GENERALE

Le sujet de cette thèse était donc d'examiner les effets de la contrainte carbone sur l'évolution du secteur électrique en Europe. En effet deux ensembles de facteurs vont être décisifs pour l'évolution future de ce système électrique : d'une part la nécessité d'une nouvelle vague d'investissements pour le renouvellement et l'expansion des capacités de production et d'autre part l'émergence et le renforcement des contraintes d'émission de gaz à effet de serre (GES) qui imposera la mise conformité avec les politiques et directives européennes. La capacité de l'Europe à mettre en œuvre des programmes ambitieux de réduction des émissions de GES dépendra pour une large part de l'adéquation entre les programmes d'investissement à réaliser dans les toutes prochaines années et l'émergence d'une contrainte d'émission se renforçant sur le long terme.

La recherche que nous avons effectuée nous permet de tirer une conclusion générale : *compte-tenu des spécificités des équipements de production électriques, comme l'intensité capitalistique et les longues durées de vie technique, les configurations organisationnelles auxquelles est actuellement confronté le secteur électrique sont susceptibles d'aboutir à des lock-in concernant les sentiers d'émissions à long terme. Pour éviter de telles évolutions, des changements importants de ces configurations sont nécessaires.*

Compte-tenu de la dynamique du secteur électrique et de la nouvelle vague d'investissement dans la prochaine décennie, les trajectoires futures d'émissions dépendront largement de l'adoption des technologies de production les mieux adaptées. Les techniques moins carbonées disponibles à court terme ou encore celles qui seront disponibles à moyen terme comptent les énergies renouvelables, le nucléaire, l'hydraulique et les technologies thermiques intégrant la CSC. En dehors du fait qu'elles sont considérées comme étant plus propres, ces technologies partagent une autre caractéristique : elles sont toutes relativement plus intensives en capital que les technologies intensives en carbone. Cette caractéristique est susceptible d'entrer en contradiction avec les exigences découlant de la libéralisation. Nous avons constaté dans la thèse que la logique du marché et de la concurrence est fondamentalement porteuse de risques, ce qui désavantage les investissements dans les technologies capitalistiques pour plusieurs raisons. Premièrement, la volatilité intrinsèque du prix d'électricité – prix qui dans un marché parfait devrait signaler correctement les types et les quantités des nouvelles capacités – crée un risque financier pour ces technologies car les revenus qu'elles produiront seront fortement dépendants de l'évolution des prix de gros. Deuxièmement, contrairement au modèle idéal du marché décentralisé où la gestion des risques est assurée par un ensemble de dispositifs proposant des instruments de couverture à des échéances différentes, la gestion du risque par le marché s'avère dans le cas du secteur électrique inadéquate au delà du court terme. Ceci s'explique par (i) des comportements opportunistes des agents afin de ne pas laisser échapper le profit dans le cas de contrats plus longs et aussi par (ii) la non-stockabilité de l'électricité et la non-élasticité de l'offre et de la demande en temps réel, ce qui complique l'anticipation correcte des prix d'électricité.

Ainsi donc, dans le modèle du marché décentralisé où les producteurs font face à tous les risques, et quel que soit leur degré d'aversion au risque, ils devraient privilégier les centrales moins

intensives en capital, à temps de réalisation court et de taille plus petite (e.g. les centrales à gaz). Depuis plus d'une décennie, les observations sur les investissements des producteurs purs dans les marchés libéralisés confirment cette tendance technologique. Ce constat justifie la discussion portant sur les différents arrangements verticaux comme moyens d'allocation du risque, permettant plus de diversification et d'adaptation aux politiques énergie-climat. En effet, pour répondre aux dysfonctionnements du marché, les acteurs procèdent déjà de plus en plus à des fusions et acquisitions, à la réintégration verticale ou encore à l'emploi des contrats à long terme entre production et vente (ou encore de contrats à long terme avec les grands consommateurs), ce qui peut s'expliquer par leur volonté de diversifier les risques, d'optimiser leurs actifs ou encore d'accroître leur surface financière pour financer de gros investissements. En employant la théorie des coûts de transaction, nous avons montré que l'intégration verticale apparaît comme une méthode pertinente pour gérer le risque et pour assurer les investissements nécessaires. Elle diminue également les asymétries d'information, les négociations stratégiques et le risque d'opportunisme, qui sont communs dans les marchés des contrats, et elle économise donc sur les coûts de contractualisation. Néanmoins, les autorités de la concurrence, en se préoccupant déjà de l'impact de la concentration sur l'efficacité de la concurrence dans les marchés de gros et de détail, pourraient adopter une attitude ferme pour limiter l'intégration horizontale et les arrangements verticaux dans la production et dans l'offre. Nous suggérons que le risque de la concentration accrue devrait cependant être arbitré par rapport aux gains d'efficacité permis par les structures verticales vis-à-vis de la réduction d'émissions et de l'évitement du *lock-in* dans les technologies durables.

Pour ce qui concerne la mise en œuvre des instruments économiques et en particulier du SCEQE, le marché du carbone et son prix peuvent ne pas être suffisants pour donner aux agents économiques les incitations adéquates afin de prendre durant la prochaine décennie les bonnes décisions *vis-à-vis* du renouvellement d'un stock de capital fixe de longue durée de vie. Premièrement, il faut tenir compte d'un horizon de la contrainte carbone qui demeure limité dans le temps, bien que les objectifs de réduction des émissions d'ici dix ans soient aujourd'hui clairement établis. Deuxièmement, il importe de prendre en compte la volatilité du prix du carbone. Il s'agit d'une caractéristique partagée de tous les programmes de régulation environnementale dans leurs débuts, mais également inhérente aux systèmes quantitatifs de quotas puisque les conditions d'offre, de demande et de régulation se développent d'une manière difficilement prévisible. Les premières années de fonctionnement du SCEQE ont également montré que le « diable est dans les détails », c'est-à-dire dans les éléments du *design* du système : des incohérences dans l'architecture et des contre-incitations peuvent facilement être créées. Les incitations perverses suscitées durant le SCEQE -1 (2005-2007) par les allocations séquentielles, par les provisions pour retirer les permis d'une installation qui se ferme, par l'allocation qui est disponible seulement pour les centrales émettrices en CO₂ ou encore par les différentes règles de transfert, tous ces facteurs accompagnés par la hausse du prix du gaz, ont conduit à la construction et à la planification d'installations au charbon fortement émettrices. Au début du SCEQE-2 il a cependant été possible de constater une renaissance du nucléaire dans de nombreux pays européens suite aux préoccupations climatiques et de sécurité énergétique croissantes. Cette renaissance serait bénéfique pour le climat, mais, au-delà

des questions d'acceptabilité sociale, son succès dépendra largement des conditions d'investissement pour les technologies intensives en capital dans les marchés libéralisés, comme évoqué ci-dessus.

Nous avons également montré que le signal-prix du carbone peut être influencé par l'interaction entre les objectifs de réduction des émissions et ceux portant sur l'augmentation de l'électricité d'origine renouvelable. Bien que notre exercice de modélisation à ce sujet suggère une réduction du prix du carbone suite à l'augmentation de l'électricité verte, l'impact final découlera des changements dans les mix technologiques, qui sont eux-mêmes sensibles à l'instrument de promotion choisis pour stimuler les énergies renouvelables, aux interconnexions existantes et enfin aux mix prédominant de production dans chaque Etat-membre. Dans les pays sans interconnexions importantes et disposant de grands potentiels pour les énergies renouvelables, une part importante de l'électricité verte pourrait être déclenchée par les tarifs d'achat qui restent actuellement l'instrument le plus souvent retenu et le plus efficace. Ceci laisserait cependant une part diminuée à l'électricité conventionnelle et pourrait même pousser des technologies conventionnelles relativement efficaces hors du système. Parallèlement, le déploiement important de l'électricité verte dans ces pays devrait en général diminuer le prix de gros ce qui réduirait les incitations aux investissements en faveur de nouvelles capacités conventionnelles. Celles-ci, bien qu'indispensables en raison de leurs capacités à gérer l'intermittence, seraient donc réduites. Cette pression exercée sur les technologies conventionnelles pourrait également induire une mauvaise distribution de la réduction des émissions de carbone, dont le prix et les mouvements dépendraient fortement des caractéristiques des centrales thermiques remplacées. Toutefois, dans l'hypothèse d'un marché électrique européen unique, le prix du carbone pourrait s'avérer moins élevé que celui obtenu dans l'exercice de modélisation où les objectifs d'électricité d'origine renouvelable du paquet énergie-climat, fortement soutenus par des tarifs d'achat seraient dépassés.

Le moyen le plus direct afin de stabiliser le prix du carbone et de faciliter la convergence des anticipations des investisseurs serait d'améliorer et de compléter le SCEQE actuel. La création d'une autorité pour assurer le bon fonctionnement du marché et la formation d'un prix du carbone plus lisible pour les acteurs ne pourrait que faciliter la réalisation des objectifs visés. Un prix-plancher pourrait également jouer un rôle crucial étant donné que le risque des prix bas du CO₂ représente un des obstacles les plus importants aux investissements sobres en carbone. Le prix plancher pourrait combiner les éléments tels que le prix de réserve aux enchères ou les options distribuées par le gouvernement sur les prix futurs du carbone, avec engagement du gouvernement de racheter une quantité spécifiée des permis aux propriétaires des options, au prix fixe et à la date fixée. Puisque ces options seront exercées seulement si le prix du carbone est inférieur au prix d'exercice de l'option, elles réduiront l'incertitude de prix pour les investisseurs. Le gouvernement pourrait également proposer aux enchères des réductions futures d'émissions à l'offreur qui propose le moindre prix pour les réductions d'émissions, créant de cette façon un marché du carbone à plus long terme que celui que peut offrir le SCEQE. Le problème commun à ces mécanismes reste la crédibilité des gouvernements dans leur engagement pour un prix du carbone à long terme. Or, il est crucial de pouvoir donner des indications claires et crédibles sur les évolutions du prix du carbone sur le long terme.

En supposant une crédibilité de la Commission Européenne sur les déclarations de la réduction des émissions à moyen et long terme, nous avons formulé dans la thèse un certain nombre d'hypothèses permettant d'établir des scénarios possibles du prix du carbone à moyen et long terme, cela bien que de nombreuses variables influencent l'analyse des fondamentaux de l'offre et de la demande (cf. Tableau 34). En effet, le choix de l'approche coût-efficacité, qui considère avant tout que la détermination de l'objectif de réduction incombe aux autorités publiques, a été encouragée par les difficultés à établir la valeur du carbone (ou le coût des dommages associés au changement climatique) à partir des analyses coût-avantage. Ces analyses restent particulièrement sensibles à la complexité et à la multiplicité des sources d'incertitude qui l'affectent.

Tableau 34 : Les scénarios contrastés pour le prix du carbone dans le SCEQE (€05/tCO₂)

2020	Réduction de 20% des émissions par rapport au 1990 + les crédits MOC / MDP	Réduction de 30% des émissions par rapport au 1990 + les crédits MOC / MDP + reste des pays Annexe B	Réduction de 20% des émissions par rapport au 1990 + l'objectif de l'électricité d'origine renouvelable	Réduction de 20% des émissions par rapport au 1990 + l'objectif de l'électricité d'origine renouvelable	Réduction de 20% des émissions par rapport au 1990 + l'objectif de l'électricité d'origine renouvelable + pas d'anticipation de la politique climatique
	32	30	35	25	52
2050	Réduction de 60% des émissions par rapport au 1990 + pas d'anticipation de la politique climatique		Réduction de 60% des émissions par rapport au 1990 + avec anticipation de la politique climatique		
	184		166		

Source : modèle POLES (2008 ; 2009)

Ces valeurs du prix du carbone peuvent constituer un élément d'information pour les investisseurs publics et privés européens dans la production d'électricité. Nous rappelons néanmoins que les prix du carbone dans les analyses coût-efficacité ont en général sensibles aux hypothèses et à la structure des modèles économiques, ainsi qu'à la forte pente de la courbe des coûts marginaux pour des niveaux de réduction élevés. Trois dimensions affectent particulièrement le profil de la valeur du carbone en raison de l'incertitude importante sur leur évolution : la croissance économique, l'objectif de concentration et les hypothèses sur le progrès technique futur.

Nos exercices de modélisation avec le modèle POLES ont enfin permis d'examiner les mix technologiques européens de production à long terme, sous une contrainte carbone croissante mais avec prise en compte de l'incertitude quant à son intensité. La méthode de la Valeur à Risque a permis d'examiner l'impact sur les comportements d'investissement du risque que crée la volatilité du prix du carbone. Ainsi, l'incitation à investir dans des capacités avancées au charbon sans CSC s'est avérée réduite à cause de primes de risque importantes pour ces technologies polluantes en présence d'incertitude sur l'intensité de la contrainte. L'ajustement au risque a révélé une orientation plus marquée et plus importante pour les technologies thermiques intégrant la CSC. En effet, tant que la valeur du carbone augmente dans le temps, sa volatilité ne crée pas de primes du risque (au moins après 2020) pour ces technologies. La deuxième approche plus systémique de Moyenne-Variance du portefeuille a permis d'évaluer plusieurs portefeuilles en arbitrant le plan « risque prix du carbone –

coût de production ». En particulier, cette approche a révélé que les technologies nucléaires restent privilégiées dans tous les portefeuilles analysés qui présentent soit un coût, soit un risque moins élevé, ce qui entraîne des parts des technologies différentes dans le mix.

Les exercices de modélisation ont donc montré qu'il est possible de disposer d'une structure de production d'électricité moins émettrice à l'avenir. Le défi restant est de construire un cadre organisationnel et institutionnel susceptible d'inciter à effectuer ces investissements nécessaires très prochainement.

Les prolongements de la recherche

Notre recherche pourrait évidemment être approfondie. Plusieurs points ont été abordés sans être discutés. C'est notamment le cas du thème de l'efficacité énergétique qui constitue un objectif quantitatif indicatif dans le paquet climat énergie à l'horizon 2020. Le bénéfice des investissements dans l'efficacité énergétique, souvent mis en avant, correspond aux économies d'énergie et aux réductions d'émissions de GES consécutives. Si cette production économisée provient d'une production polluante d'électricité, le mix thermique de production pourrait être modifié ainsi que la demande pour les permis d'émissions dans le SCEQE et son prix du carbone. Il existe alors des interactions en matière de réduction des émissions et de coûts des programmes entre les différents instruments utilisés pour atteindre les différents objectifs. L'analyse et la quantification de ces aspects reste une piste de recherche future.

La recherche que nous avons effectuée peut aussi être élargie. Les études futures dans le domaine des technologies énergétiques devraient impérativement prendre en compte la nécessité d'intégrer une part croissante des énergies renouvelables, intermittentes et aléatoires, et donc accorder une importance marquée aux questions de stockage, de transport longue distance et de l'intégration des réseaux intelligents. Ces développements sont la condition d'une contribution significative des énergies renouvelables au bilan énergétique. Ils seraient susceptibles de modifier en profondeur le devenir des systèmes électriques et devraient donc conduire à un réexamen des dispositifs de régulation environnementale, cette fois dans un contexte d'innovation radicale.

BIBLIOGRAPHIE

- Abrego, L., Perroni, C., (2002), Investment subsidies and time-consistent environmental policy, *Oxford Economic Papers*, 54(4), 617-635.
- Abrell, J., Weigt, H., (2008), *The interaction of emission trading and renewable energy promotion* [en ligne], Dresden University of Technology, disponible sur http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1317310, [consulté le 23/09/09].
- Adler, T.R., Scherer, R.F., Barton, S.L., et al., (1998), An empirical test of transaction cost theory: Validating contract typology, *Journal of Applied Management Studies*, 7(22), 185-201.
- Agersbaek, G., (2005), Renewable Energy: How much can we expect to increase supplies over the next two decades? [en ligne], communication à *International Council of Capital Formation workshop on EU energy supply*, disponible sur <http://www.iccglobal.org/pdf/brussels/agersbaek.pdf>, [consulté le 23/09/09].
- Agnolucci, P., (2006), Use of Economic Instruments in the German Renewable electricity Policy, *Energy Policy*, 34(18), 3538-3548.
- Ahman, M., Holmgren, K., (2006), New entrant allocation in the Nordic energy sectors: incentives and options in the EU ETS, *Climate Policy*, 6(4), 423-440.
- Ahman, M., Burtraw, D., Kruger, J., et al., (2007), A Ten-Year Rule to guide the allocation of EU emission allowances, *Energy Policy*, 35(3), 1718-1730.
- Ajodhia, V., Hakvoort, R.A., Van Gemert, M., (2002), *Electricity Outage Cost Valuation: A Survey*, in proceedings of CEPSI 2002, Fukuoka (Japan), November 2002.
- Alberola, E., Chevalier, J., Chèze, B., (2007), *European carbon prices fundamentals in 2005-2007: the effects of energy markets, temperatures and sectorial production*, Document de travail 33, Université Paris X-Nanterre.
- Alexeeva-Talebi, V., Anger, N., (2007), *Developing Supra-European Emissions Trading Schemes: An Efficiency and International Trade Analysis*, ZEW - Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung / Center for European Economic Research.
- Allen, D.E., Powell, R., (2006), Thoughts on VaR and CVaR [en ligne], in Oxley, L., Kulasiri, D., eds, *International Conference on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*, disponible sur http://www.mssanz.org.au/MODSIM07/papers/29_s1/ThoughtsOnVar_s1_Allen_.pdf, [consulté le 23/09/09].
- Amundsen, E.S., Bergman, L., Andersson, B., (1998), *Competition and Prices on the Emerging Nordic Electricity Market*, Working Paper, Stockholm School of Economics, University of Bergen.
- Amundsen, E.S., Mortensen, J.B., (2001), The Danish Green Certificate System: Some Simple Analytical Results, *Energy Economics*, 23(5), 489-509.
- Andersen, M.S., (2005), Regulation or coordination: European climate policy between Scylla and Charybdis, in Hansjürgens, B., eds, *Emissions Trading for Climate Policy*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Anderson, D., (1972), Models for Determining Least-Cost Investments in Electricity Supply, *The Bell Journal of Economics and Management Science*, 3(1), 267-299.
- Angelier, J.P., (2007), *Economie des industries de réseau*, Presses universitaires de Grenoble, 123 p.
- Anger, N., (2006), *Emission Trading Beyond Europe: Linking Schemes in a Post-Kyoto World*, Discussion Paper 06-058, Center for European Economic Research, Mannheim.
- Aragon-Correa, J.A., Sharma, S., (2003), A contingent resource-based view of proactive corporate environmental strategy, *Academy of Management Review*, 28(1), 71-88.
- Arrow, K., (1962), The economic implications of learning by doing, *Review of Economic Studies*, 29(3), 155-173.
- Arthur, W.B., (1994), *Increasing Returns and Path Dependence in the Economy*, University of Michigan Press, Ann Arbor, 201 p.
- Artzner, P., (1999), Coherent measures of risk, *Mathematical Finance*, 9(3), 203-228.
- Ausubel, L.M., Cramton, P., (2004), Vickrey Auctions With Reserve Pricing, *Economic Theory*, 23(3), 493-505.

- Averch, H., Johnson, L.L., (1962), Behavior of the firm under regulatory constraint, *American Economic Review*, 52(5), 1052-1069.
- Awerbuch, S., (2000), Investing in photovoltaics: risk, accounting and the value of new Technology, *Energy Policy*, 28(14), 1023-1035.
- Awerbuch, S., Berger, M., (2003), *Energy Security and Diversity in the EU: A Mean-Variance Portfolio Approach*, IEA Research Paper, Paris, February.
- Awerbuch, S., Sauter, R., (2006), Exploiting the Oil-GDP Effect to Support Renewables Deployment, *Energy Policy*, 34(17), 2805-2819.
- Awerbuch, S., (2006), A mean-variance portfolio optimisation of the POLES reference scenario, a special contribution to *World Energy Technology Outlook – WETO H2*, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Awerbuch, S., Yang, S., (2008), Efficient electricity generating portfolios for Europe, in Bazilian, M., Roques, F., eds, *Analytical methods for energy diversity & security, Portfolio optimization in the energy sector: a tribute to the works of Dr Shimon Awerbuch*, Elsevier, Amsterdam.
- Bancel, F., Richard, A., (1995), *Les Choix d'investissement : Méthodes traditionnelles, flexibilité et analyse stratégique*, Éditions Économica, Paris, 203 p.
- Barbier, E.B., Pearce, D.W., (1990), Thinking economically about climate change, *Energy Policy*, 18(1), 11-18.
- Barker, T., Köhler, J., Villena, M., (2002), The Costs of Greenhouse Gas Abatement: A Meta-analysis of Post-SRES Mitigation Scenarios, *Environmental Economics and Policy Studies*, 5(2), 135-166.
- Bar-Lev, D., Katz, S., (1976), A Portfolio Approach to Fossil Fuel Procurement in the Electric Utility Industry, *Journal of Finance*, 31(3), 933-947.
- Bartels, M., Gatzen, C., Peek, M., et al., (2006), Planning of the grid integration of wind energy in Germany onshore and offshore up to the year 2020, *International Journal of Global Energy Issues*, 25(34), 257-275.
- Baumol, W.J., Oates, W.E., (1988), *The Theory of Environmental Policy*, 2nd ed., Cambridge University Press, Cambridge, 299 p.
- Bayou, C., (2007), Le regain du nucléaire à l'Est, *Le Courrier des Pays de l'Est*, 6(1064), 13-22.
- Bazilian, M., Roques, F., (2008a), Using portfolio theory to value power generation investment, in Bazilian, M., Roques, F., eds, *Analytical methods for energy diversity & security, Portfolio optimization in the energy sector: a tribute to the works of Dr Shimon Awerbuch*, Elsevier, Amsterdam.
- Ben-David, S., Brookshire D., Burness, S., et al., (2000), Attitudes Toward Risk and Compliance Emission Permit Markets, *Land Economics*, 76(4), 590-600.
- BERR, (2008), *A White Paper on Nuclear Power* [en ligne], UK Department for Business Enterprise and Regulatory Reform, disponible sur <http://www.berr.gov.uk/files/file43006.pdf>, [consulté le 23/09/09].
- Bertoldi, P., Huld, T., (2006), Tradable certificates for renewable electricity and energy savings, *Energy Policy*, 34(2), 212-222.
- Bertoldi, P., Rezessy, S., (2006), *Tradable certificates for energy savings (white certificates) – Theory and practice*, Directorate-General Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
- Bertram, G., (2006), Restructuring of the New Zealand Electricity sector 1984-2005, in Sioshansi, F.P., Pfaffenberger, W., eds, *Electricity Market Reform: An International Perspective*, Oxford, Elsevier, 203-234.
- Besson, S., (2008), *Climat : Le G8 confirme son intention de réduire les émissions de 50% d'ici 2050* [en ligne], disponible sur <http://www.actualites-news-environnement.com/16983-G8-emissions.html>, [consulté le 23/09/09].
- Betz, R., Eichhammer, W., Schleich, J., (2004), Designing national allocation plans for the EU emissions trading: a first analysis of the outcome, *Energy & Environment*, 15(3), 375-425.
- Betz, R., Sato, M., (2006), Emissions trading: lessons learnt from the 1st phase of the EU ETS and prospects for the 2nd phase, *Climate Policy*, 6(4), 351-359.
- Black, F., (1972), Capital Market Equilibrium with Restricted Borrowing, *Journal of Business*, 45(3), 444-455.

- Blanchard, O., Criqui, P., (2000), La valeur du carbone : un concept générique pour les politiques de réduction des émissions, *Economie Internationale*, (82), 75-102.
- Blyth, W., Yang, M., (2006), *Impact of Climate Change Policy Uncertainty in Power Investment*, IEA Working Paper Series, Report LTO/2006/02, Paris.
- Blyth, W., (2007), *Incentives, risk and decision-making in mitigating climate change*, Briefing paper, Chatham House, London.
- Blyth, W., Yang, M., Bradley, R., (2007), *Climate Policy Uncertainty and Investment Risk*, IEA, Paris.
- Bodansky, D., (2003), Climate commitments: assessing the options, in Aldy, J.E., et al., eds, *Beyond Kyoto: advancing the international effort against climate change*, Pew Center on Global Climate Change, Arlington.
- Bodansky, D., Elliot, D., Pershing, J., et al., (2004), *Strawman Elements: Possible Approaches to Advancing International Climate Change Efforts*, Pew Center on Global Climate Change, Arlington.
- Bode, S., Hubl, L., Schaffner, J., et al., (2005), *Discrimination against Newcomers: Impacts of the German Emission Trading Regime on the Electricity Sector*, Working paper 316, Universität Hannover, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät.
- Bode, S., Groscurth, H.M., (2008), *Incentives to invest in electricity production from renewable energy under different support schemes*, Discussion paper, Arrhenius Institute for Energy and Climate Policy, Hamburg, March.
- Bohringer, C., Rosendahl, K. E., (2009), *Green Serves the Dirtiest On the Interaction between Black and Green Quotas*, Discussion Paper, Statistics Norway, Research Department, April.
- Boiteux, M., (1949), De la tarification des pointes de demande, *Revue Générale d'Electricité*, 58(8), 321-340.
- Borison, A., Hamm, G., (2005), Better Power Contracts: Using Flexibility to Increase Value, *Electricity Journal*, 18(10), 62-69.
- Bosetti, V., Carraro, C., Sgobbi, A., et al., (2009), Delayed action and uncertain stabilisation targets. How much will the delay cost?, *Climatic Change*, 96(3), 299-312.
- Boulanger, P.M., Bréchet, T., (2003), *Modélisation et aide à la décision pour un développement durable : état de l'art et perspectives* [en ligne], Rapport final au SPP Politique Scientifique (SPP-PS), Institut pour un développement durable, Ottignies, disponible sur http://www.belspo.be/belspo/home/publ/pub_ostc/AS/rAS16_fr.pdf, [consulté le 23/09/09].
- Botterud, A., (2003), *Long-Term Planning in Restructured Power Systems*, a doctoral thesis, Norwegian University of Science and Technology (NTNU).
- Bouttes, J.P., Leban, R., Trochet, J.M., (2001), La crise du marché électrique californien, *Revue de l'énergie*, 52(526), 250-258.
- Bouttes, J.P., Trochet, J.M., (2004), La conception des règles des marchés de l'électricité ouverts à la concurrence, *Economie publique*, (14), 3-36.
- Bouttes, J.P., Leban, R., Trochet, J.M., (2006), *A Low Carbon Electricity Scenario, A Contribution to the Energy Policy and Climate Change Debate*, Cahier DDX-06-10, EDF, Ecole Polytechnique, Chaire développement durable.
- Bovenberg, A.L., Goulder, L.H., (1996), Optimal environmental taxation in the presence of other taxes: general equilibrium analysis, *American Economic Review*, 86(4), 985-1006.
- Bozonnet, J.J., (2008), Le gouvernement de Silvio Berlusconi souhaite relancer l'énergie atomique en Italie, *Le Monde*, Article publié le 25 mai.
- Bozonnet, J.J., (2009), En Espagne, la fin du mirage écologique, *Le Monde*, Article publié le 20 février.
- Brannvoll, F., (2007), *Position for Crashing carbon prices puts EU climate policy to the test* [en ligne], Euractiv, disponible sur <http://www.euractiv.com/en/sustainability/crashing-carbon-prices-puts-eu-climate-policy-test/article-154873>, [consulté le 23/09/09].
- Brealey, R., Myers, S.C., (2000), *Principles of Corporate Finance*, Sixth Edition, Irwin McGraw-Hill, Boston, 1093p.
- Buli, N.K., (2007), Germany's capacity gap widens, *Montel Powernews*, 5, 24-28.

- Bunn, D., Fezzi, C., (2007), *Interaction of European Carbon Trading and Energy Prices*, Working paper 123, Fondazione Eni Enrico Mattei, Milano.
- Burtraw, D., (2000), Innovation under the tradable sulphur dioxide emission permits programme in the US electricity sector, in *Innovation and the Environment*, OECD, Paris, chapter 4.
- Burtraw, D., Palmer, K., Bhargavkar, R., et al., (2002), The Effect on Asset Values of the Allocation of Carbon Dioxide Emission Allowances, *Electricity Journal*, 15(5), 51-62.
- Burtraw, D., Palmer, K., Kahn, D., (2005), *Allocation of CO₂ Emissions Allowances in the Regional Greenhouse Gas Cap-and-Trade Program*, Discussion Paper 05-25, Resources for the Future, Washington DC.
- Burtraw, D., Farrell, A.E., Goulder, L.H., et al., (2005a), *Lessons for a cap-and-trade program*, Report to State of California Climate Action Team, December.
- Buschner, B., Carraro, C., Ellerman, A.D., (2006), *The Allocation of European Union Allowances: Lessons, Unifying Themes and General Principles*, Report 140, MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, Cambridge.
- Buschner, B., (2008), Première étape : l'allocation de quotas, in Convery F., Ellerman, A.D., De Perthuis, C., eds., *Le marché européen du carbone en action : enseignements de la première phase*, Paris.
- Bushnell, J., (2007), Oligopoly Equilibria in Electricity Contract Markets, *Journal of Regulatory Economics*, 32(3), 225-245.
- Butler, L., Grubb, M., Sinden, G., (2005), *Diversity and Security in UK Electricity Generation: the influence of low carbon objectives*, CMI Working Paper 74, Chr. Michelsen Institute, Bergen.
- Butler, L., Neuhoﬀ, K., (2008), Comparison of feed-in tariff, quota and auction mechanisms to support wind power development, *Renewable Energy*, 33(8), 1854-1867.
- Caisse des Dépôts, (2008), Tendances Carbone, *Bulletin mensuel du marché européen du CO₂*, (21), Janvier.
- Caisse des Dépôts, (2008b), Evolution du marché européen de quotas, in Convery F., Ellerman, A.D., De Perthuis, C., eds., *Le marché européen du carbone en action : enseignements de la première phase*, Paris.
- Cames, M., Weidlich, A., (2006), Emissions trading and innovation in the German electricity industry - impact of possible design options for an emissions trading scheme on innovation strategies in the German electricity industry, in Antes, R., Hansjürgens, B., and Letmathe, P., eds., *Emissions Trading and Business*, Physica-Verlag, Heidelberg.
- Capros, P., Mantzos, L., Papandreou, V., et al., (2008), *Model-based Analysis of the 2008 EU Policy Package on Climate Change and Renewables*, Background report to the European Commission, E3MLab/NTUA, June.
- Caramanis, M.C., (1982), Investment decisions and long-term planning under electricity spot pricing, *IEEE Transactions on Power Apparatus and Systems*, 101(12), 4640-4648.
- Carlson, C., Burtraw, D., Cropper, et al., (2000), SO₂ Control by Electric Utilities: What are the Gains from Trade?, *Journal of Political Economy*, 108(6), 1292-1326.
- Cartal, A., (2006), *EU ETS : quel impact pour la compétitivité des industries ?*, Mémoire pour le Master 4129 – Economie Industrielle, Université Paris Dauphine, Paris.
- Cepeda, M., Saguan, M., Pignon, V., (2008), *Adequacy and transmission interconnection in regional electricity markets: effects of large amount of wind power capacity*, Working paper, Université Paris Sud, Groupe Réseaux, Paris.
- Chao H.P., Oren S., Wilson R., (2005), *Restructured electricity markets: re-evaluation of vertical integration and unbundling*, Harvard Electricity Policy Group, Harvard.
- Chevalier, J.M., Percebois, J., (2007), *Gaz et électricité : un défi pour l'Europe et pour la France*, La Documentation française, Paris.
- Chevalier, J.M., Rapin, D., (2004), *Les réformes des industries électrique et gazière en Europe*, Institut de l'Entreprise, Paris.
- Chevalier, J., Lelpe, F., Mercier, L., (2008), Risk Aversion and Institutional Information Disclosure on the European Carbon Market: a Case-Study of the 2006 Compliance Event, *Energy Policy*, 37(1), 15-28.

- China Passes Renewable Energy Law, (2005), *Renewable Energy World*, [en ligne], March 9, disponible sur <http://www.renewableenergyworld.com/rea/news/article/2005/03/china-passes-renewable-energy-law-23531>, [consulté le 23/09/09].
- Clarkson, R., Deyes, K., (2002), *Estimating the Social Cost of Carbon Emission*, Government Economic Service Working Paper 140, HM Treasury, London.
- Clastres, C., Locatelli, C., (2009), *Sécurité énergétique de l'Union européenne : les enjeux de la libéralisation dans un environnement international risqué*, Cahier de recherche 19, LEPII, Grenoble.
- Coase, R., (1937), The nature of the firm, *Economica*, 4(16), 386-405.
- Coase, R., (1960), The problem of social cost, *Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- Codognot, M.K., Glachant, J.M., Lévêque, F., et al., (2002), *Mergers and Acquisitions in the European Electricity Sector - Cases and patterns* [en ligne], Cerna, Rueil-Malmaison, disponible sur <http://www.cerna.ensmp.fr/Documents/FL-MA-MAsEU.pdf> [consulté le 24/09/09].
- Cohen, L.R., Noll, R.G., Banks, J.S., et al., (1990), *The technology pork barrel*, Brookings Institution, Washington DC, 400 p.
- Commission Européenne, (2007), *Limiter le réchauffement de la planète à 2 degrés Celsius Route à suivre à l'horizon 2020 et au-delà*, COM(2007) 2 final, Bruxelles.
- Commission Européenne, (2008), *Deux fois 20 pour 2020 Saisir la chance qu'offre le changement climatique*, COM(2008) 30 final, Bruxelles.
- Commission Européenne, (2008a), *Échange de droits d'émission : la Commission annonce le couplage du système mis en place par l'Union européenne avec ceux de la Norvège, de l'Islande et du Liechtenstein*, IP/07/1617, Bruxelles.
- Convery, F.J., Redmond, L., (2007), Market and Price Developments in the European Union Emissions Trading Scheme, *Review of Environmental Economics and Policy*, 1(1), 88-111.
- Convery, F.J., Di Maria, C., Anderson, B., et al., (2009), *European Climate Change Policy assessed, with Particular Focus on the European Union Emissions Trading Scheme — Evolution and Key Features to 2020* [en ligne], University College Dublin, disponible sur http://www.esri.go.jp/jp/workshop/090223/03_report3_UCD1.pdf.
- Correia, P.F., Carvalho, P.M.S., Ferreira, L.A.F.M., et al., (2008), Power plant multistage investment under market uncertainty, *IET Generation, Transmission & Distribution*, 2(1), 149-157.
- Cramton, P., Kerr, S., (2002), Tradable carbon permit auctions How and why to auction not grandfather, *Energy Policy*, 30(4), 333-345.
- Cramton, P., Stoft, S., (2006), *Uniform-Price Auctions in Electricity Markets*, working paper, University of Maryland, College Park.
- Criqui, P., Mima, S., Viguier, L., (1999), Marginal abatement costs of CO₂ emission reductions, geographical flexibility and concrete ceilings: an assessment using the POLES model, *Energy policy*, 27(10), 585-601.
- Criqui, P., Viguier, L., (2000), Kyoto and technology at world level: costs of CO₂ reduction under flexibility mechanisms and technical progress, *International Journal of Global Energy Issues*, 14(1/2/3/4), 155-168.
- Criqui, P., Kouvaritakis, N., (2000), World energy projections to 2030, *International Journal of Global Energy Issues*, 14(1/2/3/4), 116-136.
- Criqui, P., Mima, S., (2001), The EU Tradable Emission Permit System: some policy issues identified with the POLES-ASPEN model, Communication à *ENER Forum 1*, February, 8-9, Krakow, Poland.
- Criqui, P., (2002), Les permis d'émission négociables : du cadre d'analyse à la mise en œuvre en Europe, *Annales des Mines*, février, 59-64.
- Criqui, P., Kitous, A., Berk, M.M., et al., (2003), *Greenhouse gas reduction pathways in the UNFCCC Process up to 2025* [en ligne], disponible sur http://ec.europa.eu/environment/climat/pdf/pm_summary2025.pdf, [consulté le 23/09/09].
- Criqui, P., (2007), *Des éoliennes et du nucléaire dans mon jardin*, [en ligne], publié par TELOS, le 21 Septembre, disponible sur http://www.telos-eu.com/fr/article/nimby_frappe_la_france, [consulté le 13/11/09].

- Criqui, P., (2007a), *Les instruments économiques dans la lutte contre le changement climatique*, Note de Travail 19, LEPII, Grenoble.
- Criqui, P., (2008), Croissance durable : mythes et réalité, *La Recherche*, (415), 86-87.
- Criqui, P., (2009), *Au cœur du futur régime climatique international : taxes ou quotas CO₂ ?*, dans Tirole, J., eds, *Politique climatique : une nouvelle architecture internationale*, La Documentation française, 261-270.
- Cruciani, M., (2008), *The Power Sector, How is it likely to react to full auctioning, what are the implications for its development?*, Hearing on the Commission's post 2012 proposal in European Parliament, 15 May.
- Cruciani, M., Keppler, J.H., Kérébel, C., (2008), *Le "paquet énergie et climat" du 23 janvier 2008 : un tournant pour l'Europe de l'énergie*, [en ligne], Note de l'Ifri, disponible sur http://www.ifri.org/files/Energie/KKICruciani_ok.pdf.pdf, [consulté le 23/09/09].
- Dales, J.H., (1968), *Pollution, Property and Prices, An Essay in Policy Making and Economics*, University of Toronto Press, Toronto, 120 p.
- Dasgupta, P.S., Heal, G.M., (1979), *Economic Theory and Exhaustible Resources*, Cambridge University Press, Cambridge, 501 p.
- DEFRA (UK Department for Environment, Food and Rural Affairs), (2007), *The Social Cost of Carbon and the Shadow Price of Carbon : What they are and How to Use them in Economic Appraisal in the UK*, London.
- DEFRA (UK Department for Environment, Food and Rural Affairs), (2008), *Climate Change Bill – key provisions*, London.
- Delbeke, J., (2008), *Review of the EU Emissions Trading System*, Hearing on the Commission's post 2012 proposal in European Parliament, 15 May.
- Den Elzen, M.G.J., Meinshausen, M., (2005), *Meeting the EU 2°C climate target: global and regional emission implications* [en ligne], MNP-report 728001031, Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP), disponible sur <http://www.gci.org.uk/briefings/rivm.pdf>, [consulté le 23/09/09].
- Den Elzen, M.G.J., Berk, M., Lucas, P., et al., (2006), Multi-Stage: A Rule-Based Evolution of Future Commitments Under the Climate Change Convention, *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics*, 6(1), 1-28.
- Del Rio, P., Gual, M., (2004), The promotion of green electricity in Europe: present and future, *European Environment*, 14(4), 219–234.
- De Perthuis, C., (2009), *Et pour quelques degrés de plus...Nos choix économiques face au risque climatique*, Pearson Education France, Paris, 320 p.
- De Sepibus, J., (2008), *The Liberalisation of the Power Industry in the European Union and its Impact on Climate Change - A Legal Analysis of the Internal Market in Electricity*, NCCR Trade Regulation Working Paper 10/2008, University of Friburg, Bern.
- De Vries, L.J., Hakvoort, R.A., (2003), The question of generation adequacy in liberalized electricity markets, in proceedings of the *26th IAAE International Conference*, Prague, June.
- De Vries, L.J., Neuhoﬀ, K., (2003), Insufficient Investment in Generating Capacity in Energy-Only Electricity Markets, in *2nd Workshop on Applied Infrastructure Research*, TU Berlin WIP, DIW Berlin, October.
- De Vries, L.J., (2007), Generation adequacy: Helping the market do its job, *Utilities Policy*, 15(1), 20-35.
- Defeuilley, C., Meunier, G., (2006), La gestion du risque d'une commodité non stockable : les limites d'une couverture financière, *Economies et Sociétés, série Economie de l'énergie*, (10-11), 1619-1640.
- Defeuilley, C., Meunier, G., (2008), *Gestion du risque et intégration verticale dans l'électricité*, Cahier de recherche 11, GIS LARSEN, Fontenay-aux-Roses.
- Defeuilley, C., (2009), Retail competition in electricity markets, *Energy Policy*, 37(2), 377-386.
- Dinica, V., (2006), Support systems for the diffusion of renewable energy technologies - an investor perspective, *Energy Policy*, 34(44), 461–480.
- Dixit, A.K., Pindyck, R.S., (1994), *Investment under Uncertainty*, Princeton University Press, New Jersey, 476 p.

- Doane, M.J., Spulber, D.F., (1994), Open Access and the Evolution of the US Spot Market for Natural Gas, *Journal of Law and Economics*, 37(2), 477-517.
- Doege, J., Schiltknecht, P., Lüthi, H.J., (2006), Risk management of power portfolios and valuation of flexibility, *Business and Economics*, 28(2), 267-287.
- Dosi, G., (1982), Technological Paradigms and Technological Trajectories: A Suggested Interpretation of the Determinants and Directions of Technical Change, *Research Policy*, 11(3), 147-162.
- Doucet, J., Percebois, J., (2007), *Certificats noirs, verts et blancs : effets croisés et impacts potentiels dans les marchés de l'électricité ?*, Cahier de recherche 07.03.69, CREDEN, Montpellier.
- Dufour, C., Leseur, A., (2006), *Panorama des Plans nationaux d'allocation des quotas en Europe*, Note d'étude 8, Caisse des dépôts, Mission Climat, Paris.
- Dunlop, J., (2006), Wind Power Project Returns--What Should Equity Investors Expect?, *Journal of Structured Finance*, 12(1), 81-89.
- Edmonds, J., Clarke, L., (2008), Five Characteristics of an Economically Efficient LCS, communication à *The third workshop and symposium of the Japan-UK Joint Research Project: Roadmap to Low-Carbon World*, February, Tokyo.
- Egenhofer, C., (2007), The Making of the EU Emissions Trading Scheme: Status, Prospects and Implications for Business, *European Management Journal*, 25(6), 453-463.
- Egenhofer, C., Fujiwara, N., Ahman, M., et al., (2006), *The EU Emissions Trading Scheme: Taking Stock and Looking Ahead*, European Climate Platform (ECP), Brussels.
- Ehrenmann, A., Smeers, Y., (2008), *Energy Only, Capacity Market and Security of Supply*, Discussion paper 11, Ecore, Brussels.
- Ehrhart, K.M., Hoppe, C., Schleich, J., et al., (2005), The Role of Auctions and Forward Markets in the EU ETS: Counterbalancing the Cost-Inefficiencies of Combining Generous Allocation with a Ban on Banking, *Climate Policy*, 5(1), 31-46.
- Ellerman, A.D., Joskow, P.L., Schmalensee, R., et al., (2000), *Markets for Clean Air: The US Acid Rain Program*, 2nd ed., Cambridge University Press, Cambridge, 352 p.
- Ellerman, A.D., Montero, J.P., (2002), *The Temporal Efficiency of SO₂ Emissions Trading*, CMI Working Paper 13, MIT, Cambridge.
- Ellerman, A.D., Harrison, D., Joskow, P.L., (2003), *Emissions Trading: Experience, Lessons, and Considerations for Greenhouse Gases*, Pew Center on Global Climate Change, Washington DC.
- Ellerman, A.D., (2006), *New Entrant and Closure Provisions: How do they distort?*, working paper 06-013, CEEPR-MIT, Cambridge.
- Ellerman, A.D., Buschner, B., (2006), *Over-Allocation or Abatement? A Preliminary Analysis of the EU ETS Based on the 2005 Emissions Data*, Working paper 139, Fondazione Eni Enrico Mattei, Milano.
- Ellerman, A.D., Joskow, P.L., (2008), *The European Union's Emission Trading System in Perspective*, MIT, Cambridge.
- Ellis, J., Corfee-Morlot, J., Winkler, H., (2004), *Taking stock of progress under the Clean Development mechanism (CDM)*, OECD/IEA, June.
- Enerdata, LEPII-EPE, (2005), *Etude pour une prospective énergétique concernant la France* [en ligne], rapport pour le Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, disponible sur <http://www.industrie.gouv.fr/energie/prospect/pdf/oe-facteur-quatre.pdf> [consulté le 23/09/09].
- Energy Information Administration, (2005), *Integrating Module of the National Energy Modelling System: Model Documentation 2005*, Office of Integrated Analysis and Forecasting, EIA/DOE, Washington DC.
- Enkvist, P.A., Naucler, T., Rosander, J., (2007), A cost curve for greenhouse gas emissions reduction, *McKinsey Quarterly*, (1), 35-45.

Eskeland, G.S., Linnerud, K., (2009), *Appraising Environmental Policies: A framework applied to European climate policies*, deliverable prepared in the framework of European project: Adaptation and Mitigation Strategies: Supporting European Climate Policy, August.

Ettlie, J.E., (1983), Organizational policy and innovation among suppliers to the food processing sector, *Academy Management Journal*, 26(1), 27-44.

EU business, (2007), *Central Europe fuels demands for European nuclear revival*, [en ligne], disponible sur <http://www.eubusiness.com/news-eu/1211885222.62>, May 27, [consulté le 23/09/09].

Eurelectric, (2005), *Hydropower investments in Europe*, Union of the Electricity Industry, June.

European Commission, (2005), *EU action against climate change: EU emission trading – an open scheme promoting global innovation*, Brussels.

European Commission, (2005a), *The support of electricity from renewable energy sources*, Communication from the Commission 627 final, Brussels.

European Commission, (2006), *Renewable Energy Road Map. Renewable energies in the 21st century: building a more sustainable future*, Communication from the Commission 848 final, Brussels.

European Commission, (2007), *Towards a low carbon future: European Strategic Energy Technology Plan*, Brussels, November 22.

European Commission, (2007a), *DG Competition report on energy sector inquiry*, Part 2, Brussels, January.

European Commission, (2008), *Proposal for a Directive of the European Parliament and the Council on the promotion of the use of energy from renewable sources*, Communication from the Commission 19 final, Brussels.

European Commission, (2008a), *Impact Assessment. Document accompanying the Package of Implementation measures for the EU's objectives on climate change and renewable energy for 2020*, SEC 85/3, Brussels, 23 January.

EEAC (European Environment and Sustainable Development Advisory Councils), (2004), *Towards European targets for Greenhouse Gas Reduction 2050 and 2020*, EEAC Energy Working Group Statement and Background Analysis, Netherlands.

European Parliament, Council of the European Union, (2004), *Directive 2004/101/EC [...] of 27 October 2004 amending Directive 2003/87/EC establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community, in respect of the Kyoto Protocol's project mechanisms*.

European Parliament, Council of the European Union, (2001), *Directive 2001/77/EC [...] of 27 September 2001 on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal electricity market*.

European Parliament, Council of the European Union, (2003), *Directive 2003/87/EC [...] of 13 October 2003 establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC*.

European Parliament, Council of the European Union, (1996), *Directive 96/92/EC [...] of 19 December 1996 concerning common rules for the internal market in electricity*.

European Regulators' Group for Electricity and Gas (ERGEG), (2007), *Status review on end-user price regulation*, Ref: E07-CPR-08-04, Brussels, June.

ETSO (European Transmission System Operators), (2006), *Generation Adequacy: An Assessment of the Interconnected European Power Systems 2008-2015*, ETSO, Brussels.

Fabozzi, J.F., Gupta, F., Markowitz, H.M., (2002), The Legacy of Modern Portfolio Theory, *Journal of Investing*, 11(3), 7-22.

Feretic D., Tomsic, Z., (2005), Probabilistic analysis of electrical energy costs comparing: production costs for gas, coal and nuclear power plants, *Energy Policy*, 33(1), 5-13.

Ferron, A., (2006), *Electricité. Naissance d'une communauté*, Le Manuscrit, Paris, 239 p.

Fichtner, W., Gobelt, M., Rentz, O., (2002), Ein Modell zur strategischen Investitions- und Produktionsplanung bei Energieversorgern unter Berücksichtigung von Unsicherheiten, *Zeitschrift für Energiewirtschaft*, 26(3), 181-192.

- Finkelstein, S., Hambrick, D.C., (1996), *Strategic leadership: Top executives and their effects on organizations*, West Educational, St. Paul, Minneapolis, 457 p.
- Finon, D., (1994), From energy security to environmental protection: understanding swings in the energy policy pendulum, *Energy Studies Review*, 6(1), 1-15.
- Finon D., Staropoli C., (2001), Institutional and Technological Co-Evolution In the French Electronuclear Industry, *Industry and Innovation*, 8(2), 179-199.
- Finon, D., (2003), *Prospective énergétique et modélisation : Identification de pistes de progression méthodologique*, Note au Conseil Scientifique de l'Institut Français de l'Energie, IFE, Paris.
- Finon, D., Menanteau, P., (2003), The Static and Dynamic Efficiency of Instruments of Promotion of Renewables, *Energy Studies Review*, 12(1), 53-83.
- Finon, D., Menanteau, P., (2004), La promotion des énergies renouvelables dans les nouveaux marchés électriques concurrentiels, *Annales des Mines*, Aout, 23-31.
- Finon, D., (2005), *Remarques sur l'approche prospective du secteur électrique en régime concurrentiel face à la contrainte climat*, note dans le cadre de l'étude LEPIL-IDDRI « Scénarios sous contrainte carbone ».
- Finon, D., (2006), The social efficiency of instruments for the promotion of renewable energies in the liberalised power industries, *Annals of Public and Cooperative Economics*, 77(3), 309-343.
- Finon D., Pignon, V., (2006), Electricité et sécurité de la fourniture à long terme. La recherche d'instruments réglementaires respectueux du marché électrique, *Economies et Sociétés, série Economie de l'énergie*, 10, 1499-1533.
- Finon, D., Perez, Y., (2008), *Investment Risk Allocation In Restructured Electricity Markets. The Need of Vertical Arrangements*, Working paper, Université Paris Sud, Groupe Réseaux, GIS LARSEN, Paris.
- Finon, D., Roques, F., (2008), *Contractual and financing arrangements for new nuclear investment in liberalised markets: Which efficient combination?*, CIRED/GIS LARSEN, IEA/ EPRG, April.
- Finon, D., (2008), *Dynamique d'organisation industrielle et marchés électriques libéralisés : les orientations de la recherche économique*, Conseil français de l'énergie, Paris.
- Finon, D., (2008a), Investment risk allocation in decentralised electricity markets. The need of long-term contracts and vertical integration, *OPEC Energy Review*, XXXII(2), 150-183.
- Finon, D., (2008b), *Why Would Oil-Indexation in Gas Contracts Survive in Europe?* [en ligne], EU Energy Policy Blog, 29 June, disponible sur <http://www.energypolicyblog.com/?p=171>, [consulté le 23/09/09]
- Finon, D., (2009), *Photovoltaïque : l'inadéquation du tarif d'achat*, Working Paper 20, GIS LARSEN, Fontenay-aux-Roses.
- Fischedick, M., Nitsch, N., (2002), *Langfristszenarien für eine nachhaltige Energienutzung in Deutschland*, UBA-FB, Wuppertal Institute für Klima, DLR Stuttgart, Institut für technische Thermodynamik.
- Fischer, C., Parry, I.W.H., Pizer, W.A., (1998), *Instrument Choice for Environmental Protection when Technological Innovation is Endogenous*, Discussion Paper 99-04, Resources For the Future, Washington DC.
- Fischer, C., (2001), *Rebating Environmental Policy Revenues: Output Based Allocations and Tradable Performance Standards*, Discussion Paper 01-22, Resources for the Future, Washington DC.
- Fisher, B.S., Nakicenovic, N., Alfsen, K., et al., (2007), Issues related to mitigation in the long term context, in Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., eds, *Climate Change 2007: Mitigation*, Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Inter-governmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge.
- Foley, G., Lönnroth, M., (1981), The European transition from oil: mapping the landscape, in Goodman, G.T., Kristoferson, L.A., Hollander, J.M., eds., *The European Transition from Oil: Societal Impacts and Constraints on Energy Policy*, Academic Press, London.
- Fouquet, D., Johansson, T.B., (2008), European renewable energy policy at crossroads: focus on electricity support mechanisms, *Energy Policy*, 36(11), 4079–4092.

- Fortin, I., Fuss, S., Hlouskova, J., et al., (2007), *An Integrated CVaR and Real Options Approach to Investments in the Energy Sector*, Economics Series 209, Institute for Advanced Studies, Vienna.
- Fujiwara, N., Nunez-Ferrer, J., Egenhofer, C., (2006), *The political economy of environmental taxation in European Countries*, Working Document 245, CEPS, Brussels.
- Gagelmann, F., Frondel, M., (2005), The impact of emission trading on innovation: science fiction or reality? An Assessment of the Impact of Emissions Trading on Innovation, *European Environment*, 15(4), 203-211.
- Gayer, T., Horowitz, J.K., (2006), Market-based Approaches to Environmental Regulation, *Foundations and Trends in Microeconomics*, 1(4), 1-129.
- VIK (German Association of Industrial Energy Users and Self-Generators), (2006), *VIK-Opinion on the Preliminary Findings of the Energy Sector Inquiry, electricity sector*, VIK, April.
- Ghertman, M., (2006), Oliver Williamson et la théorie des coûts de transaction, *Revue française de gestion*, 1(160), 191-213.
- Gipe, P., (2008), *Tables of Renewable Tariffs or Feed-In Tariffs Worldwide 5* [en ligne], disponible sur <http://www.wind-works.org/FeedLaws/TableofRenewableTariffsorFeed-InTariffsWorldwide.html>, [consulté le 23/09/09]
- Glachant, J.M., (2005), *Nuclear and Generation Technology Mix in Competitive Electricity Markets*, ADIS-GRJM, Université de Paris XI.
- Glachant, J.M., (2008), *Generation Technology Mix in Competitive Electricity Markets*, in Lévêque F., eds., *Competitive Electricity Markets and Sustainability*, Edward Elgar, Northampton.
- Glachant, J.M., (2008a), *Drinking beer might help understand energy long term contracts!* [en ligne], EU Energy Policy blog, disponible sur <http://www.energypolicyblog.com/?p=156>, [consulté le 23/09/09].
- Godby, R.W., Mestelman, S., Muller, R.A., et al., (2000), Emissions Trading with Shares and Coupons when Control of Discharges is Uncertain, *Journal of Environmental Economics and Management*, 32(3), 359-381.
- Gollier, C., (2002), Discounting an uncertain future, *Journal of Public Economics*, (85), 149-166.
- Gollier, C., (2005), Quel taux d'actualisation pour l'avenir ?, *Revue française d'économie*, 19(4), 59 – 81.
- Gollier, C., (2007), La finance durable du rapport Stern, *Revue d'Économie Politique*, 117(4), 463-473.
- Gollier C., (2008), Discounting with Fat-Tailed Economic Growth, *Journal of Risk and Uncertainty*, 37(2), 171-186.
- Gollier, C., (2009), *Copenhagen 2009 : incertitude et prix du carbone*, dans Tirole, J., eds, *Politique climatique : une nouvelle architecture internationale*, La Documentation française, 93-113.
- Goulder, L. H., Parry, I.W.H., Williams, R.C., et al., (1999), The cost-effectiveness of alternative instruments for environmental protection in a second-best setting, *Journal of Public Economics*, 72(3), 329-360.
- Green R., (2001), Markets for electricity in Europe, *Oxford Review of Economic Policy*, 17(3), 329-345.
- Green R., (2004), *Did English Generators Play Cournot? Capacity Withholding in the Electricity Pool*, CMI working paper 41, University of Cambridge.
- Green R., (2004a), *Retail competition and electricity contracts*, CMI working paper 33, University of Cambridge.
- Green, R., (2008), Investment and Generation Capacity, in Lévêque, F., eds, *Competitive Electricity Market and Sustainability*, Edward Elgar, Northampton.
- Gross, R., Heptonstall, P., Anderson, D., et al., (2006), *The Costs and Impacts of Intermittency: An assessment of the evidence on the costs and impacts of intermittent generation on the British electricity network*, for the Technology and Policy Assessment Function of the UK Energy Research Centre.
- Gross R., Heptonstall, P., Blyth W., (2007), *Investment in Electricity generation: the role of costs, incentives and risks*, Imperial College Centre for Energy Policy and Technology (ICEPT), for the Technology and Policy Assessment Function of the UK Energy Research Centre.
- Grubb, M., (2004), Technology Innovation and Climate Change Policy: An Overview of Issue and Options, *Keio Economic Studies*, 41(2), 103-132.

- Grubb, M., Newbery, D., (2007), *Pricing Carbon for Electricity Generation: National and International Dimensions*, working papers CWPE 0751 & EPRG 0722, Faculty of Economics, Cambridge.
- Gulay Avsar, S., Goss, B., (2001), Forecast errors and efficiency in the US electricity futures markets, *Australian Economic Papers*, 40(4), 479-499.
- Gurgel, A.C., Paltsev, S., Reilly, J.M., et al., (2007), *U.S. Greenhouse Gas Cap-and-Trade Proposals: Application of a Forward-Looking Computable General Equilibrium Model*, MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, Cambridge, June.
- Haas, R., (2001), *Promotion strategies for electricity from renewable energy sources in EU countries*, Review Report, Green Electricity project for the 5th framework programme of the European Commission.
- Hadjilambrinos, C., (2000), Understanding technology choice in electricity industries: a comparative study of France and Denmark, *Energy Policy*, 28(15), 1111-1126.
- Ha-Duong, M., (1998), Quasi-option value and climate policy choices, *Energy Economics*, 20(5), 599-620.
- Hansjurgens, B., (2005), *Emissions trading for Climate Policy: US and European perspectives*, Cambridge University Press, Cambridge, 260 p.
- Hamilton, K., (2006), *Investment: risk, return and the role of policy*, Working paper, UK Energy Research Centre, London.
- Hansen, C., (2004), Improving Hedge Market Arrangements in New Zealand, Communication à 6th Annual National Power New Zealand Conference, March.
- Hansmann, H., (1996), *The ownership of enterprise*, Belknap Press, 384 p.
- Harrison, D., Radov, D., (2002), *Evaluation of alternative initial allocation mechanisms in a European Union greenhouse Gas emissions allowance trading scheme*, National Economic Research Associates, NERA.
- Hauteclercq, A., Glachant, J.M., (2008), *Long-term Energy Supply Contracts in European Competition Policy: Fuzzy not Crazy*, Working paper, Université Paris Sud, Groupe Réseaux, Paris.
- Heal, G., (2007), A celebration of environmental and resource economics, *Review of Environmental Economics and Policy*, 1(1), 7-25.
- Heal, G., (2009), *Can renewable energy save the world?* [en ligne], disponible sur <http://www.voxeu.org/index.php?q=node/4138>, [consulté le 12/11/09].
- Helfand, G.E., Berck, P., Maull, T., (2003), *The theory of pollution policy*, in Maler, K.G., Vincent, J., eds., *Handbook of Environmental Economics*, Vol. 1, chap. 6, Elsevier, Amsterdam.
- Helm, D., (1994), British utility regulation: Theory, Practice and Reform, *Oxford Review of Economic Policy*, 10(3), 17-39.
- Helm, D., Hepburn, C., (2005), Carbon contracts and energy policy: an outline proposal, *Oxford University mimeo*, October.
- Helm, D., (2005a), The assessment: the new energy paradigm, *Oxford Review of Economic Policy*, 21 (1), 1-18.
- Helm, D., (2005), *European Energy Policy : Securing supplies and meeting the challenge of climate change*, chapter prepared for the UK presidency of the EU, New College, Oxford, October.
- Hendricks, K., Porter, R.H., Spady, R.H., (1989), Random Reservation Prices and Bidding Behavior in OCS Drainage Auctions, *Journal of Law and Economics*, 32(2), S83-S106.
- Hepburn, C., Grubb, M., Neuhoﬀ, K., et al., (2006), Auctioning of EU ETS phase II allowances: how and why?, *Climate Policy*, 6(1), 137-160.
- Hepburn, C., (2006), *Discounting Climate Change: Working Note for the Stern Review*, St Hugh's College, Environmental Change Institute and Department of Economics, University of Oxford.
- HM Treasury, (2003), *The green book: appraisal and evaluation in central government*, Treasury guidance, London.
- Hobbs, B., Inon, J., Stoft, S.E., (2001), Installed Capacity Requirements and Price Caps: Oil on the Water, or Fuel on the Fire?, *Electricity Journal*, 14(6), 23-34.

- Hoel, M., Karp, L., (2001), Taxes and quotas for a stock pollutant with multiplicative uncertainty, *Journal of Public Economics*, 82(1), 91-114.
- Hoffmann, V.H., Trautmann, T., (2006), *The role of industry and uncertainty in regulatory pressure and environmental strategy*, Academy of Management Best Conference Paper, ONE division, 1-6.
- Hoffmann, V.H., (2007), EU ETS and Investment Decisions: The Case of the German Electricity Industry, *European Management Journal*, 25(6), 464-474,
- Hoffmann, V.H., Trautmann, T., Schneider, M., (2008), A taxonomy for regulatory uncertainty: application to the European Emission Trading Scheme, *Environmental Science & Policy*, 11(8), 712-722.
- Hohne, N., Gardiner, A., Gilbert, A., et al., (2008), *Factors Underpinning Future Action – Phase III Evaluation of the 2020 Climate targets for EU Member States*, Ecofys GmbH, for the Department for Environment Food and Rural Affairs, May.
- Holt, C., Shobe, W., Burtraw, D., et al., (2008), Auction Design for Selling CO₂ Emission Allowances: An Experimental Investigation, Communication à *EAERE 2008 16th annual conference of the European Association of Environmental and Resource Economists*, Gothenburg, June.
- Holton, G. A., (2003), *Value at Risk: Theory and Practice*, London Academic Press, 288 p.
- Holttinen, H., (2004), *The impact of large scale wind power production on the Nordic electricity system*, Licentiate PhD Thesis, Department of Engineering, Physics and Mathematics, Helsinki University of Technology, Finland.
- Holz, F., von Hirschhausen, C., Kemfert, C., (2008), *Perspectives of the European Natural Gas markets until 2020*, Discussion paper 823, DIW, Berlin.
- Honkatukia, J., Malkonen, V., Perrels, A., (2006), *Impacts of the European Emissions Trade System on Finnish Wholesale Electricity Prices*, VATT discussion Paper, Government Institute for Economic Research, Helsinki.
- Hope, C., (2006), The Marginal Impact of CO₂ from PAGE 2002: an Integrated Assessment Model Incorporating the IPCC's Five Reasons for Concern, *The Integrated Assessment Journal*, 6(1), 19-56.
- Huber C., Faber, T., Haas, R., et al., (2004), *Green-X. Deriving optimal promotion strategies for increasing the share of RES in a dynamic European electricity market*, Final Report of the project GREEN-X, Energy Economics Group, Vienna University of Technology, Austria.
- Hunt, S., (2002), *Making competition work in electricity*, J. Wiley, Washington, 450 p.
- Hunt, S., Shuttleworth, G., (1996), *Competition and Choice in Electricity*, J. Wiley, Washington, 252 p.
- International Energy Agency, (2003), *Power generation investment in electricity markets*, OECD, Paris.
- International Energy Agency, (2005), *Projected costs of generating electricity, 2005 update*, OECD, Paris.
- International Energy Agency, (2006), *Natural Gas Market Review 2006 – Towards a Global Gas Market*, OECD, Paris.
- International Energy Agency, (2006b), *World Energy Outlook*, OECD, Paris.
- International Energy Agency, (2007), *Tackling Investment Challenges in Power Generation*, OECD, Paris.
- International Energy Agency, (2007a), *Climate Policy Uncertainty and Investment Risk*, OECD, Paris.
- International Energy Agency, (2008), *Deploying Renewables: Principles for Effective Policies*, OECD, Paris.
- International Energy Agency, (2008a), *Electricity information*, OECD, Paris.
- International Energy Agency, (2009), *Ensuring Green Growth in a Time of Economic Crisis: The Role of Energy Technology*, G8: Environmental summit, Siracusa, Italy.
- Ismer, R., Neuhoﬀ, K., (2006), *Commitments through Financial Options: A Way to Facilitate Compliance with Climate Change Obligations*, EPRG Working Paper 625, European Parliament Research Group.
- Jacobsson, S., Lauber, V., (2006), The politics and policy of energy system transformation - explaining the German diffusion of renewable energy technology, *Energy Policy*, 34(3), 356-376.
- Jacoby, H.D., Ellerman, A.D., (2002), *The Safety Valve and Climate Policy*, Joint Program Report 83, MIT, Cambridge, February.

- Jaffe, A.B., Newell, R.G., Stavins, R.N., (2003), Technological Change and the Environment, in Maler K.G. and Vincent J.R., eds., *Handbook of Environmental Economics*, Vol. 1, chap. 11, 217-223, Elsevier Science, Amsterdam.
- de Jager, D., Rathmann, M., (2008), *Policy instrument design to reduce financing costs in renewable energy technology projects*, ECOFYS, Commissioned by the IEA Renewable Energy Technology Deployment, Utrecht.
- Jansen J.C., Beurskens, L.W.M., van Tilburg, X., (2006), *Application of portfolio analysis to the Dutch generating mix*, Energy research Center at the Netherlands (ECN) report, February.
- Jenkins, N., Strbac G., (2000), Increasing the value of renewable sources with energy storage, in *Renewable Energy Storage*, IMechE Seminar Publication no. 2000-7, London.
- Jensen, M.C., Meckling, W. H., (1976), Theory of the firm: managerial behavior, agency costs and ownership structure, *Journal of Financial Economics*, 3(4), 305-360.
- Jensen, S.G., Skytte, K., (2002), Interactions between the power and green certificate markets, *Energy Policy*, 30(5), 425-435.
- Jorion, P., (2001), *Value at risk: the new benchmark for managing financial risk*, McGraw-Hill, New-York, 544 p.
- Joskow, P.L., Schmalensee, R., (1983), *Markets for Power: An Analysis of Electric Utility Deregulation*, MIT Press, Cambridge.
- Joskow, P.L., Kahn, E., (2001), *A quantitative analysis of pricing behaviour in California's wholesale electricity market during summer 2000*, NBER Working Paper 8157, March.
- Joskow, P.L., (2006), *Competitive electricity markets and investment in new generating capacity*, Working paper 06-009, CEEPR-MIT, Cambridge.
- Joskow P.L., (2008), Lessons learned from electricity market liberalization, *Energy Journal*, Special issue the Future of electricity: papers in honor of David Newbery, 9-42.
- Jung, C., Krutilla, K., Boyd, R., (1996), Incentives for Advanced Pollution Abatement Technology at the Industry Level: An Evaluation of Policy Alternatives, *Journal of Environmental Economics and Management*, 30(1), 95-111.
- Kalinina, I., (2007), *Строительство новой АЭС в Литве откладывается* [en ligne], Novembre 30, disponible sur <http://biznews.lv/Default2.aspx?ArticleID=b64382ef-347a-41c4-9fbe-b95a1af69c6a>, [consulté le 23/09/09].
- Kallbekken, S., Flottorp, L.S., Rive, N., (2006), Why the CDM will reduce carbon leakage, Communication au 3rd World Congress of Environmental and Resource Economists, Kyoto, July.
- Kann, A., Weyant, J.P., (2000), Approaches for performing uncertainty analysis in large-scale energy/economic policy models, *Environmental Modelling and Assessment*, 5(1), 29-46.
- Katz, M., Shapiro, C., (1985), Network externalities, competition and compatibility, *American Economic Review*, 75(3), 424-440.
- Kaufmann, R., (1994), The effect of expected energy prices on energy demand: implications for energy conservation and carbon taxes, *Resource and energy economics*, 16(2), 167-188.
- Kemp, A.G., Swierzbinski, J., (2007), *Long-term option contracts for carbon emissions*, North Sea study occasional paper 105, University of Aberdeen, April.
- Kemp, R., Soete, L., (1990), Inside the 'Green Box:' on the economics of technological change and the environment, in Freeman, C., Soete, L., eds., *New Explorations in the Economics of Technological Change*, Pinter, London.
- Kemp, R., (1997), *Environmental policy and technical change. A comparison of the technological impact of policy instruments*, Edward Elgar, Cheltenham, 360 p.
- Kennedy, P., Laplante, B., (1999), Environmental policy and time consistency: emission taxes and emissions trading, in Petrakis, E., Sartzetakis, E.S., Xepapadeas, A., eds., *Environmental Regulation and Market Power*, Edward Elgar, Cheltenham, 288 p.
- Keohane, N.O., (1999), *Policy Instruments and the Diffusion of Pollution Abatement Technology*, Discussion paper, Harvard University, Boston, MA.

- Kerr, S., Newell, R.G., (2003), Policy induced technology adoption: Evidence from the US Lead Phasedown, *Journal of Industrial Economics*, 51(3), 317-343.
- Kjarstad J., Johnsson F., (2007), The European power plant infrastructure-Presentation of the Chalmers energy infrastructure database with applications, *Energy Policy*, 35(7), 3643-3664.
- Kjarstad J., Johnsson F., (2007a), Prospects of the European gas market, *Energy Policy*, 35(2), 869–888.
- Klaassen, G., (1996), *Acid Rain and Environmental Degradation: The Economics of Emissions Trading*, Edward Elgar, Cheltenham, 360 p.
- Klaassen, G., (2008), Communication à *EAERE 2008 16th annual conference of the European Association of Environmental and Resource Economists*, Gothenburg, June.
- Klemperer, P., (2004), *Auctions: Theory and Practice*, Princeton University Press, Princeton.
- Klepper, G., Peterson, S., (2006), Emissions Trading, CDM, JI, and More: The Climate Strategy of the EU, *Energy journal*, 27(2), 1-26.
- Kling, C., Rubin, J., (1997), Bankable permits for the control of environmental pollution, *Journal of Public Economics*, 64(1), 101-115.
- Kneese, A.V., Schultz, C.L., (1975), *Pollution, Prices and Public Policy*, Brookings Institution, Washington DC, 125 p.
- Knight, F.H., (1921), *Risk, Uncertainty, and Profit*, Houghlin Mifflin Company, Chicago, 448 p.
- Kolstad, C.D., (2005), Climate change policy viewed from the USA and the role of intensity targets, in Hansjürgens, B, eds., *Emissions Trading for Climate Policy*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Laherrere, J., (2006), *Oil and gas: what future?*, Groningen annual Energy Convention, November.
- Lambrecht, B., Perraudin, W., (2003), Real options and pre-emption under incomplete information, *Journal of Economic Dynamics and Control*, 27(4), 619-643.
- Lamy, M.L., (2004), *Efficacité des politiques environnementales d'incitation à l'adoption de nouvelles techniques : les cas des énergies renouvelables*, thèse de doctorat en économie, LEPII, Upmf, Grenoble.
- Lauber, V., (2004), REFIT and RPS: options for a harmonised Community framework, *Energy Policy*, 32(12), 1405-1414.
- Laurikka, H., (2006), Option value of gasification technology within an emissions trading scheme, *Energy Policy*, 34(18), 3916-3928.
- Laurikka, H., Koljonen, T., (2006), Emissions trading and investment decisions in the power sector—a case study in Finland, *Energy Policy*, 34, 1063–1074.
- Leban, R., (2006), *Pour vaincre le changement climatique : "l'union sacrée" des technologies électriques* [en ligne], disponible sur http://raymondleban.blogs.com/raymond_leban/2006/02/index.html, [consulté le 23/09/09].
- Lecarpentier, A., (2006), *La libéralisation des marchés gaziers en Europe* [en ligne], Innovation, Energie, Environnement (IFP), disponible sur <http://www.ifp.fr/information-publications/notes-de-synthese-panorama/panorama-2006/la-liberalisation-des-marches-gaziers-en-europe>, [consulté le 23/09/09]
- Lecocq, F., Hourcade, J.C., Ha-Duong, M., (1998), Decision making under uncertainty and inertia constraints: sectoral implications of the when flexibility, *Energy Economics*, 20(5/6), 539–555.
- Legifrance, (2005), *Loi n° 2005-781 du 13 juillet 2005 de programme fixant les orientations de la politique énergétique* [en ligne], disponible sur <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000813253&dateTexte>, [consulté le 23/09/09].
- LEPII-EPE, (2006), *POLES model - State of the Art*, [en ligne], Grenoble, disponible sur http://webu2.upmf-grenoble.fr/LEPII/spip/IMG/pdf/POLES12p_Jan06.pdf, [consulté le 23/09/09].
- Lemming, J., Meibom, P., (2003), Including Investment Risk in Large-Scale Power Market Models, *Energy and Environment*, 14(5), 599-626.
- Leykam, K., (2008), *Cointegration and Volatility in the European Natural Gas Spot Markets*, Master's Thesis in Economics, University of St. Gallen.

- Lintner, J., (1965), The valuation of risky assets and the selection of risky investments in stock portfolio and capital budgets, *Review of Economics and Statistics*, 47(1), 13-37.
- Littlechild, S., (2006), Competition and contracts in the Nordic. Residential electricity markets, *Utilities Policy*, 14(3), 135-147.
- Lovins, A.B., (2002), *Small Is Profitable*, Rocky Mountain Institute, Boulder, 398 p.
- Lucas, N.J.D., (1985), *Western European Energy Policies: A Comparative Study of the Influence of Institutional Structure on Technical Change*, Oxford University Press, Oxford, 312 p.
- Lyon, R.M., (1982), Auctions and alternative procedures for allocating pollution rights, *Land Economics*, 58(1), 16-32.
- Magat, W.A., (1978), Pollution Control and technological Advance: A Dynamic Model of the Firm, *Journal of Environmental Economics and Management*, 5(1), 1-25.
- Maliniak, T., (2009), L'Espagne veut maîtriser la croissance de ses énergies renouvelables, *La Tribune*, 21 Octobre.
- Malueg, D.A., (1989), Emission credit trading and the incentive to adopt new pollution abatement technology, *Journal of Environmental Economics and Management*, 16(1), 52-57.
- Manne, A.S., Richels, R.G., (2004), The impact of learning-by-doing on the timing and costs of CO₂ abatement, *Energy Economics*, 26(4), 603-620.
- Mansanet-Bataller, M., Pardo, A., Valor, E., (2007), CO₂ Prices, Energy and Weather, *Energy Journal*, 28(3), 67-86.
- Marcus, A.A., (1981), Policy Uncertainty and Technological Innovation, *The Academy of Management Review*, 6(3), 443-448.
- Marcus, A.A., Kaufman, A.M., (1986), Why it is so difficult to implement industrial policies: Lessons from the Synfuel experience, *California Management Review*, 28(4), 98-114.
- Margolis, R.M., Kammen, D.M., (1999), Evidence of under-investment in energy R&D in the United States and the impact of Federal policy, *Energy Policy*, 27(10), 575-584.
- Markowitz, H., (1952), Portfolio selection, *Journal of Finance*, 7(1), 77-91.
- Martin-Amouroux, J.M., (2008), *Charbon - Les métamorphoses d'une industrie*, Technip, Paris, 420 p.
- Marty, F., (2004), Déséquilibres et défaillances des marchés électriques : La libéralisation est-elle coupable ?, *Economie Politique*, (24), 21-34.
- Marty, F., (2007), *La sécurité de l'approvisionnement électrique : quels enjeux pour la régulation ?*, Document de travail, Observatoire Français des Conjonctures Economiques.
- Masten, S.E., Crocker, K.J., (1985), Efficient Adaptation in Long-Term Contracts: Take-or-Pay Provisions for Natural Gas, *American Economic Review*, 75(5), 1083-1093.
- Matthes, F., Neuhoff, K., (2008), *Auctioning in the European Union Emissions Trading System*, Paper for presentation to the European Association of Environmental and Resource Economists, Gothenburg, Sweden, June.
- Mayhew, S., (2000), *The impact of derivatives on cash markets: what have we learned?* [en ligne], Working paper, Georgia University, disponible sur http://www.terry.uga.edu/finance/research/working_papers/papers/impact.pdf, [consulté le 23/09/09]
- McGovern, M., (2009), Spanish wind shifts into cruise in stable market, *Wind Power Monthly*, 25(3), 56-57.
- Meade, R., O'Connon, S., (2009), *Comparison of Long-Term Contracts and Vertical Integration in Decentralised Electricity Markets*, EUI Working papers RSCAS 16, Robert Schuman Center for Advanced Studies.
- Menanteau, P., Finon, D., Lamy, M., (2003), Prices versus quantities: choosing policies for promoting the development of renewable energy, *Energy Policy*, 31(8), 799-812.
- Menanteau, P., Finon, D., (2004), Coûts et prix de l'intermittence des énergies renouvelables dans les marchés électriques libéralisés, *Revue de l'énergie*, 554(68), 79-89.

- Menanteau P. (2006). Techpol, un observatoire des nouvelles technologies de l'énergie. *Lettre Techniques de l'Ingénieur – Energies* [en ligne], (2), 5-6, disponible sur http://webu2.upmf-grenoble.fr/LEPII/spip/IMG/pdf/PM_draft-Lettre-TechniqueEnergie-2006.pdf, [consulté le 23/09/09].
- Menanteau P. (2007). Quels dispositifs incitatifs pour la production d'électricité d'origine renouvelable ? Communication à *Cogénération biomasse dans l'industrie et sur les réseaux de chaleur : opportunités - retours d'expérience – perspectives*, ATEE, Strasbourg, 17-18 septembre 2007, disponible sur http://www.cibe.fr/IMG/pdf/11_-_Dispositifs_incitatifs_production_electricite_renouvelable.pdf, [consulté le 23/09/09].
- Mendelsohn, R., Williams, L., (2004), Comparing forecasts of the global impacts of climate change, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 9(4), 315-333.
- Mendonca, M., (2007), *Feed-in Tariffs: Accelerating the Deployment of Renewable Energy*, EarthScan, London, 172 p.
- Metz, B., Davidson, O., de Coninck, H., et al., (2005), *Carbon dioxide capture and storage*, United Nations Publications, 431 p.
- Meyer, N.I., (2003), European schemes for promoting renewables in liberalized markets, *Energy Policy*, 31(7), 665-676.
- Michaelowa, A., Jotzo, F., (2005), Transaction costs, institutional rigidities and the size of the clean development mechanism, *Energy Policy*, 33(4), 511-23.
- Michaels, R.J., (2006), Vertical integration and the restructuring of the US electricity industry, *Policy Analysis*, (572), 1-31.
- MIES, (2004), *La division par 4 des émissions de dioxyde de carbone en France d'ici 2050 : Introduction au débat*, par Pierre Radanne [en ligne], Ministère de l'écologie et du développement, disponible sur <http://www.drire.gouv.fr/rhone-alpes/energie/contenu%20secours%20schema3/div4%20des%20emissions%20de%20CO2%20en%20france%202050.pdf>, [consulté le 23/09/09].
- Milliman S.R., Prince R., (1989), Firm incentives to promote technological change in pollution control, *Journal of Environmental Economics and Management*, 17(3), 247-265.
- Minford, P., Peel, D., (2002), *Advanced Macroeconomics*, Edward Elgar, Cheltenham, 560 p.
- Montero, P., (2002), Permits, standards and technology innovation, *Journal of Environmental Economics and Management*, 44(1), 23-44.
- Montgomery, W.D., (1972), Markets in licenses and efficient pollution control programs, *Journal of Economic Theory*, 5(3), 395-418.
- Moran, A., (2006), *The Electricity Industry in Australia: Problems Along the Way to a National Electricity*, Occasional paper, Institute of Public Affairs Australia, Melbourne.
- Morthorst, P.E., (2000), The development of a green certificate market, *Energy Policy*, 28(15), 1085-1094.
- Morthorst, P.E., (2007), *Impacts of wind power on power spot prices* [en ligne], Riso National Laboratory for Sustainable Energy, Denmark, disponible sur <http://www.dtu.dk/English/Service/Phonebook.aspx?lg=showcommon&id=215469>, [consulté le 23/09/09].
- Muth, J.F., (1961), Rational expectations and the theory of price movements, *Econometrica*, 29(3), 315-335.
- Myers, S.C., (1977), The determinants of corporate borrowing, *Journal of Financial Economics*, 5(2), 147-175.
- NERA, (2005), *Interactions of the EU ETS with Green and White Certificate Schemes*, Report for European Commission Directorate-General Environment, Brussels.
- NERA, (2007), *The wholesale electricity market in Australia*, Report to the Australian energy market commission.
- Neuhoff, K., Grubb, M., Keats, K., (2005), *Emission allowance allocation and the effects of updating*, Mimeo, Faculty of Economics, University of Cambridge, UK.

- Neuhoff, K., Martínez, K.K., Sato, M., (2006a), *Allocation, Incentives and distortions: The Impact of EU ETS Emissions Allowance Allocations to the Electricity Sector*, working papers CWPE 0642 & EPRG 0618, Faculty of Economics, University of Cambridge, UK.
- Neuhoff, K., Ahman, M., Betz, R., et al., (2006b), Implications of announced Phase 2 National Allocation Plans for the EU ETS, *Climate Policy*, 6(5), 411-422.
- Neuhoff, K., (2007), *Investment decisions under climate policy uncertainty*, Working paper, Climate Strategies, University of Cambridge, UK.
- Neuhoff, K., (2008), *Tackling Carbon-How to price carbon for climate policy*, Electricity Policy Research Group, University of Cambridge, UK.
- Neuhoff, K., (2008a), Learning by Doing with Constrained Growth Rates: An Application to Energy Technology Policy, *Energy Journal*, Special Issue, The Future of Electricity: Papers in Honor of David Newbery, 165-183.
- Newbery, D., (2002), *Mitigating market power in electricity networks*, University of Cambridge, UK.
- Newbery, D., (2005), Electricity Liberalisation in Britain: The Quest for a Satisfactory Wholesale Market, *Energy Journal*, Special issue, 26, 43-70.
- Newbery, D., (2007), *What are the issues in mergers and acquisitions arising from electricity market restructuring?*, EUI working paper, Florence School of Regulation.
- New Carbon Finance, (2008), *The impact of auctioning on European wholesale electricity prices post-2012*, A report to WWF, September.
- Newell R.G., Pizer, W., (2000), *Regulating Stock Externalities Under Uncertainty*, Discussion Paper 99-10, Resources for the Future, Washington DC.
- Newell, R.G., Pizer, W., Zhang, J., (2005), Managing Permit Markets to Stabilize Prices, *Environmental and Resource Economics*, 31(2), 133-157.
- Nill, J., (2003), Windows of sustainability opportunities – determinants of techno-economic time windows and conditions under which environmental innovation policy can utilise them, Communication à *DRUID PhD Winter 2003 Conference*, Aalborg, Denmark, January.
- Nordhaus, W., (2005), *Life after Kyoto: Alternative Approaches to Global Warming Policies*, NBER working paper W11889, December.
- Nordhaus, W.D., (2006), Geography and macroeconomics: New data and new findings, *PNAS*, 103(10), 3510-3517.
- Nordhaus, W.D., (2007), A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change, *Journal of Economic Literature*, 45(3), 686-702.
- Nordhaus, W.D., (2007a), To Tax or Not to Tax: Alternative Approaches to Slowing Global Warming, *Review of Environmental Economics and Policy*, 1(1), 26-44.
- Nordhaus, W., (2008), *A Question of Balance: Weighing the Options on Global Warming Policies*, Yale University Press, New Haven et Londres.
- North, D.C., (1990), *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*, Cambridge University Press, 159 p.
- Oosterhuis, F., (2006), *Ex-post estimates of costs to business of EU environmental legislation*, Institute for Environmental Studies (IVM), Amsterdam, April.
- OPTRES, (2007), *Assessment and optimisation of renewable energy support schemes in the European electricity market* [en ligne], Final report, Intelligent Energy Europe, disponible sur http://www.optres.fhg.de/OPTRES_FINAL_REPORT.pdf , [consulté le 23/09/09].
- Oren, S.S., (2000), Capacity Payments and Supply Adequacy in Competitive Electricity Markets, in *Proceedings of the VII Symposium of Specialists in Electric Operational and Expansion Planning*, Curitiba, May 21-26.
- Parsons, J.E., (1989), Estimating the Strategic Value of Long-Term Forward Purchase Contracts Using Auction Models, *Journal of Finance*, 44(4), 981-1010.

- Paulsson, F., von Malmberg, F., (2004), Carbon dioxide emission trading, or not? An institutional analysis of company behaviour in Sweden, *Corporate Social Responsibility and Environmental Management*, 11(4), 211-221.
- Pearce, D., (2003), The social cost of carbon and its policy implications, *Oxford Review of Economic Policy*, 19(3), 362-384.
- Pearce, D., Groom, B., Hepburn, C., Koundouri, P., (2003), Valuing the Future, Recent advances in social discounting, *World Economics*, 4(2), 121-141.
- Percebois, J., (1997), *La dérégulation de l'industrie électrique en Europe et aux Etats-Unis : un processus de décomposition-recomposition*, Cahier de recherche 97.03.08, CREDEN, Montpellier.
- Percebois, J., (2003b), Ouverture à la concurrence et régulation des industries de réseaux : le cas du gaz et de l'électricité, *Economie Publique*, (12), 71-98.
- Percebois, J., (2004), *La promotion des énergies renouvelables : prix garantis ou marché de certificats verts ?*, Cahier de recherche 04.10.50, CREDEN, Montpellier.
- Percebois, J., (2004a), *Les missions du régulateur face aux comportements opportunistes des opérateurs dans un marché dérégulé de l'électricité (cas de l'Europe)*, *Revue de l'énergie*, 557, 289-294.
- Pfeffer, J., (1983), Organizational demography, *Research in Organizational Behavior*, 5, 299-357.
- Phaneuf, D. J., Requate, T., (2002), Incentives for investment in advanced pollution abatement technology in emission permit markets with banking, *Environmental and Resource Economics*, 22(3), 369-390.
- Philibert, C., (2003), Prix versus quantités : taxes ou permis contre le changement climatique, *Revue d'économie politique*, (4), 439-454.
- Philibert, C., Reinaud, J., (2004), *Emissions Trading: Taking Stock and Looking Forward*, IEA/OECD, Paris.
- Pindyck, R.S., (1991), Irreversibility, uncertainty and investment, *Journal of Economic Literature*, XXIX(3), 1110-1148.
- Pindyck, R.S., (2007), Uncertainty in environmental economics, *Review of environmental economics and policy*, 1(1), 45-65.
- Pollitt, M., (1997), The impact of liberalization on the performance of the electricity supply industry: an international survey, *Journal of Energy Literature*, 3(2), 3-31.
- Pollitt, M., (2008), The Future of Electricity (and Gas) Regulation in a Low-carbon Policy World, *Energy Journal*, Special Issue, The Future of Electricity: Papers in Honor of David Newbery, 63-94.
- Pigou, A.C., (1920), *The Economics of Welfare*, Macmillan, London, 330 p.
- Pizer, W., (1999), The Optimal Choice of Climate Change Policy in the Presence of Uncertainty, *Resource and Energy Economics*, 21(3-4), 255-287.
- Pizer, W., (2002), Combining price and quantity controls to mitigate global climate change, *Journal of Public Economics*, 85(3), 409-434.
- Pizer, W., Kopp, J., R., (2003), *Summary and Analysis of McCain-Lieberman – "Climate Stewardship Act of 2003"*. Resources for the Future, Washington DC.
- Pizer, W., (2005), *Climate policy design under uncertainty*, Discussion Paper, 05-44, Resources for the Future, Washington DC.
- Platts, (2005), German generation future is lignite: RWE, *European Power Daily*, 7(70), 13 April.
- Plichta, M., Ricard, P., (2008), Bruxelles accompagne le retour en grâce du nucléaire civil en Europe, *Le Monde*, 25-26 mai.
- Popp, D., (2003), Pollution Control Innovations and the Clean Air Act of 1990, *Journal of Policy Analysis and Management*, 22(4), 641-660.
- Quinet, A., rapp., (2008), *La valeur tutélaire du carbone* [en ligne], Centre d'analyse stratégique, Paris, disponible sur http://www.strategie.gouv.fr/IMG/pdf/Rapp_16_VTC_web.pdf, [consulté le 23/09/09].

- Ragwitz, M., Huber, C., Voogt, M., et al., (2005), *FORRES 2020: Analysis of the renewable energy sources' evolution up to 2020* [en ligne], Final report, TREN/D2/10-2002, disponible sur http://www.eeg.tuwien.ac.at/research/downloads/PR_30_FORRES_summary.pdf, [consulté le 23/09/09].
- Ragwitz, M., del Rio Gonzalez, P., Resch, G., (2009), Assessing the advantages and drawback of government trading of guarantees of origin for renewable electricity in Europe, *Energy Policy*, 37(1), 300-307.
- Ramsey, F.P., (1928), A Mathematical Theory of Savings, *The Economic Journal*, 38, 543-59.
- Rathmann, M., (2007), Do support systems for RES-E reduce EU-ETS-driven electricity prices?, *Energy Policy*, 35(1), 342-349.
- REALM Research Group (1999), *Renewable Electricity and Liberalising Markets – Phase 1: Inception Report*, Report ECN-C--99-007, Petten, The Netherlands.
- Repetto, R., Austin, D., (1997), *The Costs of Climate Protection: A Guide for the Perplexed*, World Resources Institute, Washington, DC.
- Reinaud, J., (2003), *Emissions trading and its possible impacts on investment decisions in the power sector*, IEA, Paris.
- Reinaud, J. (2004), *Industrial Competitiveness under the European Union Emissions Trading Scheme*, IEA, Paris.
- Reinaud, J., (2005), Impact of carbon emission trading on electricity generation costs, *Energy prices & taxes*, 2nd quarter, [n.p.].
- Reinaud, J., (2007), *CO₂ allowance and Electricity price interaction: impact on industry's electricity purchasing strategies in Europe*, IEA, Paris.
- Reinaud, J., Philibert, C., (2007), *Emissions Trading: Trends and Prospects*, IEA/OECD, Paris.
- Requate, T., Unold, W., (2003), Environmental policy incentives to adopt advanced abatement technology—will the true ranking please stand up?, *European Economic Review*, 47(1), 125–146.
- Requate, T., (2005), Dynamic incentives by environmental policy instruments - a survey, *Ecological economics*, 54(2/3), 175-195.
- Riechmann, C., Etten, M., Elms, N., (2006), The Role of CO₂ in power markets – in line with Competition?, *Frontier Economics*, September.
- Riordan, M.H., (1998), Anticompetitive Vertical Integration by a Dominant Firm, *American Economic Review*, 88(5), 1232-1248.
- Rockafellar, R.T., Uryasev, S., (2000), Optimization of Conditional Value-at-Risk, *Journal of Risk*, 2(3), 21-41.
- Rode, D., Fishbeck P., Dean, S., (2001), Monte Carlo Methods for Appraisal and valuation: A Case Study of a Nuclear Power Plant, *Journal of Structured and Project Finance*, 7(3), 38-48.
- Rogge, K., Schleich, J., Betz, R., (2006), *An Early Assessment of National Allocation Plans for Phase 2 of EU Emission Trading*, Working Paper Sustainability and Innovation, Australia, University of New South Wales, Fraunhofer Institute Systems and Innovation Research and Centre for Energy and Environmental Markets.
- Roine, K., H. Hasselknippe, eds, (2007), *Carbon 2007 - A new climate for carbon trading*, Point Carbon, Oslo.
- Rokke, N.A., (2006), CO₂ capture, transport and storage for coal, oil and gas, technology overview, in Jamasb, T., Pollitt, M., Nuttall, W., eds., *Future Electricity Technologies and Systems*, Cambridge University Press.
- Romer, D., (2005), *Advanced macroeconomics*, McGraw-Hill, New York, 696 p.
- Roques, F.A., Newbery, D.M., Nuttall, W.J., (2005), Investment incentives and electricity market design: the British experience, *Review of Network Economics*, 4(2), 93-128.
- Roques, F.A., Newbery, D.M., Nuttall, W.J., (2006), *Fuel mix diversification incentives in liberalised electricity markets: a Mean-Variance Portfolio Theory Approach* [en ligne], Working Paper EPRG0626, Electricity Policy Research Group, University of Cambridge, disponible sur <http://www.eprg.group.cam.ac.uk/wp-content/uploads/2008/11/eprg0626.pdf>, [consulté le 23/09/09].
- Roques, F., Newbery, D., Nuttall, W., et al., (2006b), Nuclear power: a hedge against uncertain gas and carbon prices?, *Energy Journal*, 27(4), 1-23.

- Roques, F.A., (2008), Technology choices for new entrants in liberalized markets: The value of operating flexibility and contractual arrangements, *Utilities Policy*, 16(4), 245-253.
- Roques, F.A., (2008a), Market design for generation adequacy: Healing causes rather than symptoms, *Utilities Policy*, 16(3), 171-183.
- Rosenberg, N., (1982), *Inside the Black Box: Technology and Economics*, Cambridge University Press, 304 p.
- Rubin, J., (1996), A model of Intertemporal Emission Trading, Banking, and Borrowing, *Journal of Environmental Economics and Management*, 31(3), 269-286.
- Sabatier, P.A., Jenkins-Smith, H.C., (1993), *Policy Change and Learning: An Advocacy Coalition Approach*, Westview Press Inc, 304 p.
- Sabatier, P.A., (1988), An advocacy coalition framework of policy change and the role of policy-oriented learning therein, *Policy Sciences*, 21(2-3), 129-168.
- Salies, E., (2007), Réintégration dans le secteur de l'énergie électrique : leçons de l'expérience britannique, *Lettre de l'OFCE*, Février.
- Samuelson, P.A., (1954), The pure theory of public expenditures, *Review of Economics and Statistics*, 36(3), 387-389.
- Sawin, J.L., (2006), National Policy Instruments: Policy Lessons for the Advancement and Diffusion of Renewable Energy Technologies Around the World, in Assmann, D.U., Laumanns, D. Uh, eds., *Renewable Energy: A Global Review of Technologies, Policies and Markets*, Earthscan, London.
- Schaeffer, G.J., Boots, M.G., Martens, J.W., et al., (1999), *Tradable green certificates: a new market-based incentive scheme for renewable energy: introduction and analysis*, Report ECN-I--99-004, Petten.
- Schleich, J., Betz, R., (2005), Incentives for energy efficiency and innovation in the European Emission Trading System, in *ECEE 2005 Summer Study-what works & who deliver ?*, 1495-1506.
- Schleich, J., Betz, R., Rogge, K., (2007), *EU Emission Trading – Better Job Second Time Around ?*, Working Paper Sustainability and Innovation S2, Fraunhofer Institute Systems and Innovation Research, Karlsruhe.
- Schmalensee, R., Joskow, P.L., Ellerman, A.D., et al., (1998), An Interim Evaluation of Sulfur Dioxide Emissions Trading, *Journal of Economic Perspectives*, 12(3), 53-68.
- Schneider, S.H., Goulder, L.H., (1997), *Achieving low-cost emissions targets*, *Nature*, 389(6646), 13-14.
- Schubert, K., (2008), La valeur du carbone : niveau initial et profil temporel optimaux, dans Quinet, A., eds, *La valeur tutélaire du carbone*, La Documentation française, Paris, 354-373.
- Schweppe, F.C., Caramanis, M.C., Tabors, R.D., et al., (1988), *Spot Pricing of Electricity*, Kluwer Academic, Boston.
- Sekar, R., (2005), *Carbon dioxide capture from coal-fired power plants: A real options analysis*, MIT Laboratory for Energy and the Environment, Cambridge.
- Sensfuss, F., Ragwitz, M., Genoese, M., (2008) The merit-order effect: A detailed analysis of the price effect of renewable electricity generation on spot market prices in Germany, *Energy Policy*, 36(8), 3086-3094.
- Sévi, B., (2007), *Marchés à terme et marchés dérivés énergétiques, le cas du gaz et de l'électricité*, in Chevalier, J.M., Percebois, J., *Gaz et électricité : un défi pour l'Europe et pour la France*, La Documentation française, Paris.
- Shalizi, Z., Lecocq, F., (2009), *Climate change and the economics of targeted mitigation in sectors with long-lived capital stocks*, Policy research working paper, The World Bank.
- Sharpe, W.F., (1994), The Sharpe ratio, *Journal of portfolio management*, 21(1), 49-58.
- Sherrard, J., Tate, A., Hamilton, C., (2004), *Advancing international climate policy: An options paper*, The Australia Institute, March.
- Sijm, J.P., (2002), *The performance of feed-in tariffs to promote renewable electricity in European countries*, Energy Research Centre of the Netherlands, Petten.
- Sijm, J.P., Bakker, S.J., Chen, Y., et al., (2005), *CO₂ price dynamics: The implications of EU emissions trading for the price of electricity*, Energy Research Centre of the Netherlands, Petten.

- Sijm, J.P., Neuhoff, K., Chen, Y., (2006), *CO₂ cost pass through and windfall profits in the power sector*, Working Papers CWPE 0639 & EPRG 0617, Faculty of Economics, University of Cambridge, UK.
- Sikorzewski, W., (2003), *Analyse des manipulations des marchés à terme*, Thèse de Doctorat, Université de Caen.
- Simon, H.A., (1955), A Behavioral Model of Rational Choice, *Quarterly Journal of Economics*, 69(1), 99-118.
- Sioshansi, F.P., (2009), De-carbonizing electricity generation: It won't be easy, cheap, nor enough, *Utilities Policy*, 17, 217-224.
- Skea, J., Anderson, D., Green, T., et al., (2008), Intermittent renewable generation and the cost of maintaining power system reliability, *IET Generation, Transmission & Distribution*, 2(1), 82-89.
- Smeers, Y., (2008), *Investments, contracts and risk premium*, présentation au Harvard Electricity Policy Group (HEPG), February.
- Soderholm, P. (1998), Fuel choice in West European power generation since the 1960s, *OPEC Review*, 22(3), 201-232.
- Sokolski, H., (2008), Italy's Nuclear Job [en ligne], *The Wall Street Journal*, May 30, disponible sur <http://online.wsj.com/article/SB121209749194730663.html>, [consulté le 23/09/09].
- Spangardt, G., Lucht, M., Handschin, E., (2006), Applications for stochastic optimization in the power industry, *Electrical Engineering*, 88(3), 177-182.
- Spinney, P., Watkins, G., (1996), Monte Carlo simulation techniques and electric utility resource decisions, *Energy Policy*, 24(2), 155-163.
- Spulber, D.F., (1985), Effluent regulation and long-run optimality, *Journal of Environmental Economics and Management*, 12(2), 103-116.
- Stankeviciute, L., Kitous, A., Criqui, P., (2008), The fundamentals of the future international emissions trading system, *Energy Policy*, 36(11), 4272-4286.
- Stankeviciute, L., Criqui, P., (2008), Energy and climate policies to 2020: the impacts of the European "20/20/20" approach, *International Journal of Energy Sector Management*, 2(2), 252-273.
- Starrett, D.A., (2003), Property Rights, Public Goods and the Environment, in Maler, K.G., Vincent, J., eds, *Handbook of Environmental Economics*, Vol. 1, chap. 3, Elsevier, Amsterdam.
- Stern, N., (2006), *The Economics of Climate Change: the Stern Review* [en ligne], HM Treasury, London, disponible sur http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/+http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change/stern_review_report.cfm, [consulté le 23/09/09].
- Stern, T., Persson, U.M., (2007), *An Even Serner Review: Introducing Relative Prices into the Discounting Debate* [en ligne], Discussion paper RFF DP-0737, Resources for the Future, Washington DC, disponible sur <http://www.rff.org/Documents/RFF-DP-07-37.pdf>, [consulté le 23/09/09].
- Stigler, G., (1971), The theory of economic regulation, *Bell Journal of Economics and Management Science*, 2(1), 3-21.
- Stiglitz, J.E., (2000), *Principes d'économie moderne*, De Boeck, Bruxelles, Paris, 939 p.
- Stoft, S., (2002), *Power System Economics: Designing Markets for Electricity*, IEEE Press, Piscataway, 496 p.
- Storchmann, K., (2005), The rise and fall of German hard coal subsidies, *Energy Policy*, 33(11), 1469-1492.
- Storey, M., (1996), *Demand Side Efficiency: Voluntary Agreements with Industry, Policy and Measures for Common Action*, Working Paper 8, OECD, Paris.
- Taverdet-Popiolek, N., (2006), *Guide du choix d'investissement*, Eyrolles, Paris, 404 p.
- Taylor, M.R., Rubin, E.S., Hounshell, D., (2005), Regulation as the mother of invention: the case of SO₂ control, *Law & Policy*, 27(2), 348-378.
- Taylor, S., (2008), *Nuclear Power and Deregulated Electricity Markets: Lessons from British Energy*, EPRG Working Paper 0808, University of Cambridge, UK.

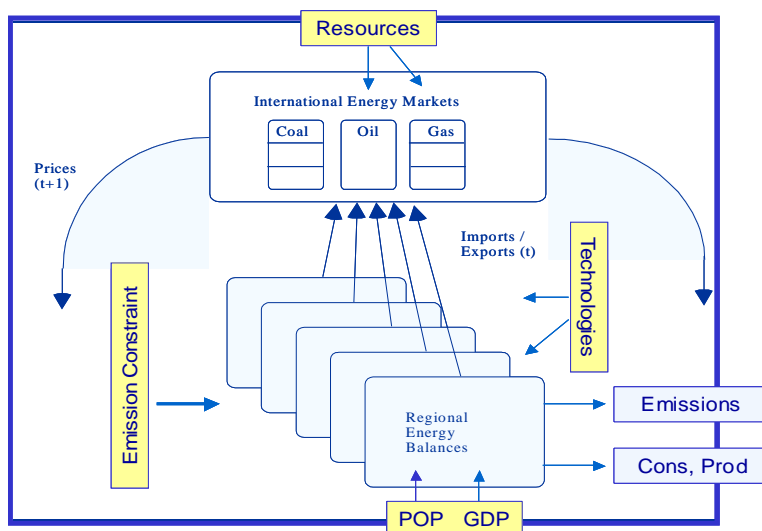
- Tietenberg, T.H., (1985), *Emissions Trading : An Exercise in Reforming Pollution Policy*, Resources for the Future Press, Washington DC.
- Tirole, J., (2009) *Politique climatique : une nouvelle architecture internationale*, Conseil d'analyse économique, France.
- Toke, D., (2006), Renewable Financial Support Systems and Cost-Effectiveness, *Journal of Cleaner Production*, 15(3), 280-287.
- Tol, R.S.J., (2002a), New Estimates of the Damage Costs of Climate Change, Part I: Benchmark Estimates, *Environmental and Resource Economics*, 21(1), 47-73.
- Tol, R.S.J., (2002b), New Estimates of the Damage Costs of Climate Change, Part II: Dynamic Estimates, *Environmental and Resource Economics*, 21(2), 135-160.
- Tol, R.S.J., (2005), The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties, *Energy Policy*, 33(16), 2064-2074.
- Trigeorgis, L., (1991), Anticipated competitive entry and early pre-emption investment, *Journal of Economics and Business*, 43(2), 143-156.
- Trigeorgis, L., (1996), *Real Options: Managerial Flexibility and Strategy in Resource Allocation*, MIT Press, Cambridge, 427 p.
- Trotignon, R., (2008) La première phase du marché européen totalement dévoilée, *Tendance Carbone*, Bulletin mensuel du marché européen du CO₂, (25), Mai.
- Tuinstra, W., Berk, M., Hisschemoller, M., et al., (2002), Climate OptiOns for the Long term (COOL), vol. A of *Climate Options for the Long term - Synthesis Report*, Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven.
- Turvey, R., (2003), Ensuring adequate generation capacity, *Utilities Policy*, 11(2), 95-102.
- UK Department of Trade and Industry, (2006), *The Energy Challenge: Energy Review Report 2006*, DTI, London.
- UK Department of Trade and Industry, (2006a), *Overview of Modelling of the Relative Electricity Generating Costs of Different Technologies* [en ligne], DTI, disponible sur <http://www.berr.gov.uk/files/file31936.pdf> [consulté le 23/09/09].
- UNFCCC, (2002), *Report of the Conference of the Parties on its seventh session*, Marrakesh, 29 October-10 November 2001, Part one proceedings [en ligne], disponible sur <http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13.pdf> , [consulté le 23/09/09].
- Unger, G., Luthi, H.J., (2002), *Power Portfolio Optimization and the Importance of Operational Flexibility*, Discussion paper, IFOR, ETH Zentrum, Zürich.
- Unruh, G.C., (2000), Understanding carbon lock in, *Energy Policy*, 28(12), 817-830.
- Unruh, G.C., (2002), Escaping carbon lock in, *Energy Policy*, 30(4), 317-325.
- Uryasev, S., (2000), Conditional Value-at-Risk: Optimisation Algorithms and Applications, *Financial Engineering News*, (14), [n.p.].
- Van Aalst, P., (2006), *Innovative options for financing the development and transfer of technologies*, Technical paper, United Nations Framework Convention on Climate Change.
- Van Dijk, A., Beurskens, L.W., Boots, M.G., et al., (2003), *Renewable Energy Policies and Market Developments (REMAC project)*, ECN, The Netherlands.
- Wallace, D., (1995), *Environmental policy and industrial innovation, Strategies in Europe, the US and Japan*, Earthscan Publications Limited, London, 282 p.
- Wallace, S.W., (1999), *Decision making under uncertainty: The art of Modelling*, Technical report, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Watkiss, P., Anthoff, D., Downing, T., et al., (2005), *The social costs of carbon (SCC) review: methodological approaches for using SCC estimates in policy assessment*, Final Report, Defra, London.

- Watkiss, P., Downing, T.E., (2008), The social cost of carbon: Valuation estimates and their use in UK policy, *The Integrated Assessment Journal*, 8(1), 85-105.
- Weaver, A.J., Zickfeld, K., Montenegro, A., et al., (2007), Long term climate implications of 2050 emission reduction targets, *Geophysical research letters*, 34(19), L19703.1-L19703.4.
- Weitzman, M.L, (1974), Prices vs. Quantities, *Review of Economic Studies*, 41(4), 447-91.
- Weitzman, M.L., (2007), A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change, *Journal of Economic Literature*, 45(3), 703-724.
- Weitzman, M.L., (2009), On Modeling and Interpreting the Economics of Catastrophic Climate Change, *The Review of Economics and Statistics*, 91(1), 1–19.
- Weyant, J.P., Hill, J.N., (1999), The Costs of the Kyoto Protocol: A Multi-Model Evaluation, Introduction and Overview, *Energy Journal*, Special Issue, vii-xliv.
- White, A., (2006), *Financing New Nuclear Generation* [en ligne], Climate Change Capital, London, disponible sur http://www.climatechangeproject.com/media/1737/financing_new_nucleargeneration.pdf , [consulté le 23/09/09].
- Wigley, T.M.L., Richels, R., Edmonds, J., (1996), Economic and Environmental Choices in the stabilization of atmospheric CO₂ concentrations, *Nature*, 379(6562), 240-243.
- Williamson, O.E., (1975), *Markets and Hierarchies: Analysis and Antitrust Implications*, Free Press, New York, 286 p.
- Williamson, O.E., (1985), *The Economic Institutions of Capitalism. Firms, Markets, Relational Contracting*, Free Press, New-York, 450 p.
- Williamson, O.E., (1994), Efficiency, Power, Authority, and Economic Organization, in Groenewegen, J., eds, *Transaction cost economics and beyond*, Kluwer Academic Publishers.
- Wilson, C.M., Waddams Price, C., (2007), *Do consumer switch to the best suppliers?*, CCP Working Paper 6, Centre for Competition Policy, Norwich.
- Winkel, M., (2002), When Systems are Overthrown: The Dash for Gas in the British Electricity Supply Industry, *Social Studies of Science*, 32(4), 563-598.
- Wirl, F., (1991), Energy demand and consumer price expectations, *Resources and Energy*, 13(3), 241-262.
- Wiser, R., Hamrin, J., Wingate, M., (2002), *Renewable Energy Policy Options for China: A comparison of Renewable Portfolio Standards, Feed-in Tariffs, and Tendering Policies*, Center for Resource Solutions, San Francisco.
- Wiser, R., Bachrach, D., Bolinger, M., et al., (2004), Comparing the Risk Profiles of Renewable and Natural Gas fired Electricity Contracts, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 8(4), 335-363.
- Wolsnik, M. (2000), Wind Power and the NIMBY-Myth: Institutional Capacity and the Limited Significance of Public Support, *Renewable Energy*, 21(1), 49-64.

LES ANNEXES

Annexe 1 : Le modèle POLES

Le modèle POLES (Prospective Outlook on Long term Energy Systems) est un modèle d'équilibre partiel du système énergétique mondial (Criqui et Kouvaritakis, 2000 ; Criqui et Viguié, 2000). Il fournit une prospective détaillée à l'horizon jusqu'au 2100, en pas annuels, pour les grands pays ou régions (46 au total), avec simulation de la demande d'énergie par secteur, de l'offre et des prix internationaux des énergies primaires, des technologies énergétiques nouvelles et renouvelables, ainsi que des grands systèmes de conversion (électrique et, pour le long terme, hydrogène). Le progrès technique, au sein du secteur de l'énergie, est explicitement pris en compte, soit de manière exogène, soit par l'endogénéisation des effets d'expérience et d'apprentissage pour les différentes technologies.



Ce modèle fournit ainsi un cadre cohérent pour l'analyse des dynamiques énergie-environnement. En amont il prend en compte des scénarios exogènes de croissance économique et démographique par région, ainsi que les contraintes de ressource pour le pétrole et le gaz. En aval, il permet de calculer les émissions de gaz à effet de serre (GES) dégagées par la combustion des combustibles fossiles et de calculer les coûts marginaux de réduction des émissions des différents pays ou régions. Il permet alors de simuler différents scénarios de contraintes d'émission, d'analyser les effets de l'introduction d'une taxe carbone ou d'étudier les systèmes d'échanges de quotas d'émission négociables.

Annexe 2 : Les allocations des permis d'émissions de CO₂

	Industrie			Energie			Transport			Autres			Total Energie		
	1990	2020 (20%)	2020 (30%)	1990	2020 (20%)	2020 (30%)	1990	2020 (20%)	2020 (30%)	1990	2020 (20%)	2020 (30%)	1990	2020 (20%)	2020 (30%)
UK	99	67	59	243	165	145	118	108	94	109	97	85	569	437	383
France	83	64	57	71	50	44	119	119	104	94	89	78	367	322	282
Italy	89	65	57	137	126	111	101	116	102	77	76	67	404	383	336
Germany	153	81	71	414	286	251	162	143	125	204	141	124	934	651	570
Spain	46	56	49	79	99	87	57	92	81	25	36	31	207	282	247
Greece	10	7	6	43	46	40	15	9	8	8	26	23	77	88	77
Portugal	9	8	7	16	19	16	10	19	17	4	7	6	39	53	46
Austria	13	13	11	14	13	11	12	21	18	14	12	11	54	58	51
Belgium-Lux	38	23	21	31	25	22	23	27	24	28	27	24	120	102	90
Denmark	5	4	4	26	17	15	10	11	9	9	6	5	51	38	33
Finland	13	9	8	19	17	15	13	12	10	7	5	5	52	43	38
Ireland	4	4	4	11	12	11	5	10	9	10	9	8	30	35	31
Netherlands	33	21	19	54	53	47	26	28	25	38	33	29	151	136	119
Sweden	11	8	7	11	9	8	18	16	14	11	5	4	51	38	33
Hungary	23	9	8	25	13	12	8	12	10	24	20	18	80	55	48
Poland	63	29	26	261	143	125	28	44	39	111	60	53	463	277	243
Czech Republic	47	21	18	58	46	40	7	17	15	33	16	14	145	100	87
Slovak Republic	24	10	9	16	9	8	5	7	7	11	7	6	55	33	29
Baltic States	12	2	2	55	18	16	11	11	9	12	3	3	89	34	30
Slov. - Malta - Cyprus	5	3	3	11	10	8	3	7	6	4	6	5	23	26	23
Canada	62	44		145	135		142	122		69	53		419	355	
USA	851	716		1796	1898		1413	1513		561	494		4620	4620	
Japan	368	279		318	286		211	191		162	140		1058	895	
Russia	345	315		1364	1210		214	224		292	245		2216	1994	
Ukraine	143	111		271	236		89	88		91	100		595	536	
Rest CIS	138	150		219	240		74	57		136	71		566	519	
Bulgaria	25	17		43	44		14	12		9	3		91	75	
Romania	35	31		103	62		7	22		10	14		156	129	
Australia - NZ	50	43		153	152		68	73		13	16		284	284	
Swi. - Norway - Icel.	18	12		12	15		30	26		18	16		79	68	
Ex-Yougo, Albania	10	29		43	82		15	23		7	11		75	145	
Turkey	29	122		54	229		22	60		17	63		123	472	
Mexico	39	47		137	195		88	177		27	48		292	466	
Brazil	61	126		59	166		92	202		28	53		240	547	
India	122	432		331	1297		55	202		57	556		564	2487	
South Korea	56	144		80	298		50	132		37	80		222	654	
China	673	2550		1042	5125		161	604		272	965		2149	9244	
Central America (- Mexico)	21	54		54	140		26	55		9	40		110	290	
South America (- Brazil)	78	165		100	331		94	227		47	89		320	813	
Morocco - Tunisia	7	15		12	37		7	18		7	16		33	85	
Algeria - Libya	20	19		60	97		25	44		15	19		120	179	
Egypt	25	63		37	133		19	59		8	27		89	282	
Sub-saharan Africa	56	121		277	752		83	184		27	130		443	1187	
Middle-East	4	22		46	90		21	52		11	10		82	175	
Persian Gulf countries	83	317		392	559		8	543		134	142		618	1560	
South Asia (- India)	22	97		35	155		19	78		12	95		88	424	
South-East Asia (- China, SK, Jpn)	173	491		232	1012		154	629		84	173		644	2305	

Source : modèle POLES (2008)

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE	13
Chapitre I : Les investissements dans le secteur électrique et leurs impacts sur le changement climatique.....	23
1 Le secteur électrique européen : les défis.....	24
1.1 Le secteur électrique : un contributeur majeur aux émissions de gaz à effet de serre.....	24
1.2 La nouvelle vague d'investissements et les options technologiques de réduction	27
1.2.1 La nécessité de nouveaux investissements.....	28
1.2.2 Les perspectives technologiques.....	30
1.2.3 Le choix technologique : un regard historique	35
1.2.4 Le <i>lock-in</i> des sentiers technologiques	37
2 La libéralisation et ses impacts sur les choix d'investissements	40
2.1 Les décisions d'investissements dans un environnement planifié	42
2.2 Le contexte de libéralisation et les investissements	43
2.2.1 Les décisions d'investissement dans un modèle du marché	45
2.2.1.1 La décision d'investissement.....	47
2.2.1.2 Le signal prix.....	49
2.2.2 L'allocation des risques	49
2.3 Les limites de modèle du marché pour développer un mix technologique optimal.....	50
2.3.1 Le risque de prix de l'électricité.....	52
2.3.1.1 Une volatilité intrinsèque des signaux de prix	53
2.3.1.2 Le pouvoir du marché.....	55
2.3.2 Le risque financier	57
2.3.3 Le risque de prix du combustible	59
2.3.4 Le développement inadéquat des marchés pour la gestion du risque	63
2.3.5 Un développement inadapté du mix de technologies et la nécessité d'une allocation plus efficace du risque.....	66
2.4 Les modifications institutionnelles pour assurer les investissements diversifiés	68
2.4.1 Le cadre analytique	68
2.4.1.1 La gamme des choix de gouvernance	69
2.4.1.2 Les contrats et les firmes.....	71
2.4.2 Le rôle des contrats de long terme (CLT)	71
2.4.2.1 La nature du problème des CLT	72
2.4.2.2 Les organisations alternatives des CLT avec les grands consommateurs	73
2.4.2.3 Les organisations alternatives des CLT avec les fournisseurs	75
2.4.3 Le rôle de l'intégration verticale	76
2.4.3.1 L'intégration verticale observée et son impact dans les marchés électriques.....	77
2.4.3.2 L'intégration verticale <i>versus</i> les contrats de long terme.....	79

2.4.4	La discussion	82
Conclusion du chapitre I.....		83
Chapitre II : Le SCEQE – nouvelle contrainte pour les investissements.....		87
1 L'introduction du SCEQE : les instruments du marché au service de la politique européenne du climat.....		88
1.1	L'approche néoclassique de la régulation environnementale	88
1.1.1	Les taxes ou les quotas : les fondamentaux théoriques	90
1.1.2	Le changement technologique et la querelle des instruments	93
1.2	L'adoption du SCEQE	98
2 La phase d'essai du SCEQE-1 et ses effets sur les investissements du secteur électrique.....		100
2.1	La description du SCEQE.....	101
2.1.1	Les impacts du SCEQE sur les marchés électriques et les investissements.....	104
2.2	Les risques introduits par le prix du carbone.....	109
2.2.1	La volatilité du prix du carbone	109
2.2.2	L'incertitude liée à la régulation	112
2.2.3	La répercussion du prix du CO ₂ sur le prix de l'électricité.....	115
2.3	Les règles d'allocation et les distorsions des incitations	118
2.3.1	Les règles pour les sortants.....	121
2.3.2	Les règles pour les entrants	122
2.4	Les décisions d'investissements : ont-elles été affectées ?	124
3 Le rôle du marché international de carbone.....		129
3.1	Le couplage du SCEQE et les projets des mécanismes de Kyoto	131
3.2	Les allocations sectorielles en 2020	133
3.2.1	Les allocations pour l'UE25	133
3.2.2	Les allocations pour le reste des pays Annexe B et non Annexe B	134
3.3	Les courbes de coût marginal de réduction	135
3.4	ASPEN : une analyse des marchés du carbone	139
3.5	Les résultats	140
3.5.1	Le prix du CO ₂	141
3.5.2	Le scénario 2 et le marché international en 2020	143
3.5.3	Le scénario 3 et le marché international en 2020	144
3.5.4	Les aspects d'efficience.....	145
4 Vers un SCEQE-3 propice aux investissements bas en carbone		147
4.1	La vente aux enchères et l'élimination des incitations perverses	148
4.1.1	L'impact des enchères sur les marchés électriques	149

4.2	Un prix du carbone plus stable	151
4.2.1	<i>Banking et borrowing</i>	152
4.2.2	Prix de réserve aux enchères	154
4.2.3	Prix plafond.....	155
4.2.4	Contrats carbone	156
4.2.5	Contrats de <i>put option</i>	158
Conclusion du chapitre II.....		161
Chapitre III : Le SCEQE dans le Paquet Climat Energie et l'interaction avec les réglementations pour les renouvelables		165
1 Les objectifs et les instruments dans le paquet climat énergie et leurs interactions		166
1.1	Le paquet climat énergie	166
1.2	Les principaux instruments de la promotion de l'électricité d'origine renouvelable	170
1.2.1	Les tarifs d'achat garantis.....	171
1.2.2	Les systèmes de quota.....	175
1.2.3	L'intermittence dans la production	180
1.3	L'évaluation des performances.....	182
1.3.1	La stimulation des capacités.....	183
1.3.2	L'efficacité économique	185
1.4	Les interactions théoriques des politiques « coût-efficaces »	187
1.4.1	L'impact du système de quotas d'EOR sur les marchés électriques concurrentiels	189
1.4.2	L'impact du système de quotas d'EOR sur le SCEQE.....	192
1.4.3	L'impact du SCEQE sur le système de quotas d'EOR.....	195
2 La simulation des interactions de la politique « coût-efficace » en 2020 .		197
2.1	Une méthodologie pratique pour la simulation des interactions des politiques	198
2.1.1	La modélisation.....	199
2.1.2	La définition des scénarios	201
2.2	Les résultats	202
2.2.1	Les prix, la distribution coût-efficace des efforts, les coûts de mise en conformité.....	202
2.2.2	Les implications sur le mix technologique.....	206
2.3	Les écarts potentiels par rapport à la politique « coût-efficace » en 2020	210
2.3.1	L'impact sur la structure de production d'électricité	210
2.3.2	L'impact sur le prix du carbone	215

Conclusion du chapitre III.....	217
--	------------

Chapitre IV : La contrainte carbone à long terme et les décisions d'investissements	221
--	------------

1 La détermination de la tendance à long terme pour la valeur du carbone	222
---	------------

1.1 L'analyse coût-avantage.....	223
1.1.1 Les estimations du coût social du carbone	226
1.1.2 Les estimations du coût social du carbone dans le rapport Stern.....	228
1.2 L'analyse coût-efficacité	231
1.2.1 Les valeurs des modèles économiques.....	234
1.2.2 Les analyses sur la base des coûts de réduction sectoriels	236
1.2.3 Le coût de réduction : d'où provient la variété des estimations ?.....	238
1.2.3.1 Le rôle des anticipations et les approches de solution dans les modèles.....	240
1.3 Le choix de l'approche coût-efficacité	242
1.4 L'analyse avec le modèle POLES	244
1.4.1 La construction des scénarios de référence et de politique	244
1.4.2 Les implications pour le choix technologique.....	248
1.4.3 Les tendances référentielles du prix carbone à long terme	249

2 La quantification de l'impact de risque du prix du carbone avec le modèle POLES	253
--	------------

2.1 Les modèles de prospective énergie-environnement-économie.....	254
2.1.1 Les modèles d'équilibre général et les modèles sectoriels technico-économiques	254
2.1.2 Les modèles normatifs et descriptifs.....	255
2.2 Les enseignements de la théorie de l'investissement.....	256
2.2.1 L'ajustement au risque.....	257
2.2.1.1 Le modèle d'Evaluation des Actifs Financiers.....	259
2.2.1.2 Le coût moyen pondéré du capital.....	261
2.2.2 La flexibilité managériale	263
2.2.2.1 Les options réelles	263
2.2.3 Le choix de la Valeur à Risque	269
2.2.3.1 La Valeur à Risque dans le modèle POLES	272
2.3 L'analyse du risque carbone avec le modèle POLES	273
2.3.1 La méthodologie de simulation	273
2.3.2 Les résultats des simulations.....	275
2.3.2.1 Les primes de risque	276
2.3.2.2 Les implications de la prime de risque sur le mix technologique	280
2.4 Les éléments pour une analyse Moyenne-Variance du portefeuille de production électrique avec le modèle POLES	287
2.4.1 La théorie du portefeuille	287
2.4.1.1 Les applications de la théorie MVP dans l'industrie électrique	290
2.4.2 L'optimisation de mix technologique de modèle POLES en 2030.....	291

2.4.2.1	L'optimisation de portefeuille établi dans le scénario de politique climatique.....	292
Conclusion du chapitre IV		297
CONCLUSION GENERALE.....		301
BIBLIOGRAPHIE		307
Les annexes		331