



Usage des terres et politiques climatiques globales

Vincent Gitz

► To cite this version:

Vincent Gitz. Usage des terres et politiques climatiques globales. Sciences of the Universe [physics]. ENGREF (AgroParisTech), 2004. English. NNT : . pastel-00000622

HAL Id: pastel-00000622

<https://pastel.hal.science/pastel-00000622>

Submitted on 11 Jan 2005

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

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

Thèse

présentée par

Vincent GITZ

en vue d'obtenir le grade de
Docteur de l'ENGREF

Spécialité : Sciences de l'Environnement

*Usage des terres
et politiques climatiques globales*

soutenue publiquement le 26 mars 2004
à l'Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts
devant le jury suivant :

M. Alain HAURIE	Rapporteur
M. Martin HEIMANN	Rapporteur
M. Jean-Charles HOURCADE	Directeur de thèse
M. Jean-Christophe BUREAU	Examineur
M. Philippe CIAIS	Examineur
M. Jean JOUZEL	Examineur

Table des matières

Introduction	19
 I Séquestration et politiques climatiques: des “faits” physiques aux controverses diplomatiques	 25
1 Effet de serre et actions sur les écosystèmes terrestres: bases physiques et questions méthodologiques	27
Introduction	28
1.1 Rôle du CO ₂ dans l’effet de serre	29
1.1.1 Arguments théoriques: le modèle radiatif terrestre . .	29
1.1.2 Arguments expérimentaux: corrélation entre forçage climatique et teneur atmosphérique en différents gaz à effet de serre dans l’histoire récente de la Terre . . .	32
1.1.3 Action de l’homme et réchauffement actuel: leçons des mesures physiques et des modèles climatiques	32
1.2 Le cycle global du carbone: cadre comptable et définitions . .	34
1.2.1 La difficile évaluation des flux de carbone <i>de et vers</i> l’atmosphère	34
1.2.2 Un cadre comptable global	38
1.2.3 Echanges terre/air	42
1.2.4 Echanges air/mer	47
1.3 Ecosystèmes terrestres et modélisation intégrée du changement climatique	48
1.3.1 Objectifs et approches de la modélisation intégrée . .	48
1.3.2 Le problème de la sélection des schémas théoriques . .	50
1.3.3 Modélisation intégrée et décision sous incertitudes . .	53
Conclusion: décision de court-terme, fenêtres d’opportunités et usages des terres	56
Références	59
 2 L’arrière-plan politique ou l’utopie d’une solution forestière?	 65
Introduction: émergence du problème climatique sur l’agenda politique	66

2.1	La convention de Rio en 1992: sources et puits sur un pied d'égalité	69
2.1.1	Un accord de principe: le contrôle des sources et des puits	69
2.1.2	Un texte initial cohérent avec les savoirs de l'époque	70
2.1.3	L'émergence d'arrière-pensées stratégiques sur un fond de controverse	71
2.2	L'avant Kyoto : quatre étapes pour rendre les puits de carbone incontournables	73
2.2.1	L'appel d'air crée par l'approche par les quantités	73
2.2.2	Des puits pour remplir ses engagements quantitatifs?	75
2.2.3	Comment définir les quotas?	78
2.2.4	Limiter les activités admissibles et/ou les quantités comptabilisables au titre des puits?	84
2.3	Le phrasé surprise du Protocole de Kyoto	86
2.3.1	La question des puits d'abord reléguée au second plan	86
2.3.2	Un final à rebondissement	88
2.3.3	Un déroulement stratégique inéluctable?	93
2.4	L'après Kyoto: à la conquête des puits de carbone	94
2.4.1	Opportunités stratégiques issues du phrasé ambigu du Protocole	94
2.4.2	La science au secours de la diplomatie?	99
2.4.3	La Haye – Milan ou les actes manqués	101
	Conclusion	109
	Références	111
3	Le Protocole de Kyoto du point de vue de la gestion forestière: des effets adverses?	117
	Introduction	118
3.1	Optimalité de schémas de gestion forestière: le point de vue de l'atmosphère	120
3.1.1	De l'importance de la durée de vie des produits du bois dans la supériorité-carbone des filières forestières sur les forêts sanctuaires: une analyse théorique simple	122
3.1.2	Paramètres de gestion et efficacité du stockage dans la filière bois: arguments numériques	126
3.1.3	Le risque de la mise en place d'un schéma comptable non cohérent vis à vis de l'atmosphère	136
3.2	Schémas de gestion forestière dans le cadre du Protocole: le point de vue du forestier	136
3.2.1	L'attribution de lignes de compte "carbone" ou comment appliquer l'Article 3.4 aux acteurs de la filière forestière?	137

3.2.2	Questions économiques soulevées par le schéma incitatif de l'Article 3.4	140
Conclusion		149
Références		153

II Non équivalence physique du carbone fossile et du carbone biosphérique 157

4 Modélisation des flux de carbone liés au changement d'affectation des terres 159

Introduction		160
4.1	OSCAR: un modèle du cycle global	
	du carbone et des changements d'usage des terres	161
4.1.1	Echange océan-atmosphère	161
4.1.2	Cycle du carbone continental	163
4.1.3	Module d'usage des terres	168
4.2	Validation du modèle	173
4.2.1	Validation du module d'usage des terres	173
4.2.2	Différences conceptuelles entre OSCAR et IMAGE 2.2 sur la modélisation des flux de carbone liés à l'usage des terres	176
4.2.3	Respect du bilan carbone sur la période historique	179
4.3	Scénarios futurs d'usage des terres et flux de carbone associés	182
4.3.1	Changement d'affectation des terres	182
4.3.2	Flux de carbone résultant	183
Annexe: Equations du modèle		186
Références		193

5 Effet d'amplification du changement d'usage des terres sur le taux de CO₂ atmosphérique 197

Introduction: carbone fossile et carbone biosphérique, deux carbonés?		198
5.1	Mécanisme et quantification de l'effet d'amplification lié à l'usage des terres	200
5.1.1	Description des expériences de modélisation	200
5.1.2	Effet d'amplification pour le scénario IPCC-SRES A2	202
5.1.3	Analyse de sensibilité de l'effet d'amplification	206
5.1.4	Contribution des différentes transitions à l'effet d'amplification dans le scénario IPCC A2	209
5.2	Effets d'inertie liés au changement d'usage des sols	210
5.3	Non-équivalence des émissions fossiles et des émissions de la biosphère terrestre	213

5.4	Compétition entre rétroactions climatiques et effets de l'utilisation des terres sur les niveaux de CO ₂ atmosphériques	214
5.4.1	Modèle OSCAR-climat	214
5.4.2	Quantification du double effet lié aux impacts clima- tiques et à l'usage des terres sur les taux de CO ₂ at- mosphériques	217
	Conclusion	220
	Références	223
6	Dynamiques d'usage des sols et réévaluation de la contrainte sur les émissions fossiles	225
	Introduction: Un problème constitutif, la stabilisation des concen- trations	226
6.1	Emissions fossiles sous contrainte d'un plafond de concentration: un cadrage des incertitudes	227
6.1.1	Respect d'un plafond de concentration et incertitude liée au cycle du carbone	227
6.1.2	Respect d'un plafond de concentration et jeu du scé- nario d'usage des terres	229
6.2	Scénarios d'usage des sols, rétroactions, et impératif d'abat- tement fossile	231
6.2.1	Profils de stabilisation des concentrations et budget fossile: définitions	231
6.2.2	Sensibilité du gap fossile à l'objectif de stabilisation et au scénario d'usage des terres	234
6.2.3	Jeux croisés de l'effet d'amplification lié à l'usage des terres et de la rétroaction climatique sur les besoins d'abatement fossile	236
	Conclusion: hiérarchisation des effets sur le besoin d'abatement fossile	241
	Annexe: Figures additionnelles	242
	Références	245
III	Au delà de Kyoto: conditions nécessaires pour l'effi- cacité des politiques de séquestration	247
7	Coût économique et valeur sociale du carbone séquestré	249
	Introduction	250
7.1	Attribuer un coût économique à la séquestration	251
7.1.1	Echelles concurrentes de mesure des coûts	252
7.1.2	Méthodes alternatives d'évaluation des coûts	260

7.1.3	Une représentation des coûts de la terre séparée de l'évaluation des flux de carbone	268
7.2	Déterminer la valeur sociale du carbone séquestré	272
7.2.1	Séquestration de carbone, CO_2 atmosphérique et dommages climatiques: le cadre de raisonnement	272
7.2.2	Non équivalence entre valeur sociale de l'abattement permanent et valeur sociale de la séquestration temporaire	280
7.2.3	Conditions nécessaires à l'existence d'un bénéfice marginal social de la séquestration temporaire	282
	Conclusion: séquestration et trajectoire de "second rang"	285
	Références	289
8	Théorie du tempo optimal de la séquestration en univers certain	293
	Introduction	294
8.1	Définition du problème coût-bénéfice	296
8.1.1	Variables de commande, d'état, et dynamique	296
8.1.2	Fonctions de coût et critère inter-temporel	297
8.2	Conditions nécessaires d'optimalité et interprétation des variables adjointes	298
8.2.1	Conditions nécessaires d'optimalité	298
8.2.2	Interprétation des variables adjointes $\lambda(t)$ et $\mu(t)$	300
8.2.3	Etat stationnaire intérieur	305
8.2.4	Système dynamique solution et espace des phases	307
8.3	Le cas de l'action uniquement fossile	309
8.3.1	Trajectoires fossiles dans l'espace des phases	309
8.3.2	Trajectoire optimales: croyances économiques, environnementales et limites de l'approche "balistique"	314
8.4	Séquestration optimale dans un cadre balistique certain	315
8.4.1	Début de trajectoire	318
8.4.2	Trajectoires asymptotiques	318
8.4.3	Expérience numérique: trajectoires dans le plan de phase (C, e)	320
	Conclusion	323
	Références	326
9	Trajectoires optimales de séquestration en présence d'incertitudes climatiques et d'inertie économique	327
	Introduction	328
9.1	Inertie économique et séquestration dans un cadre balistique illustratif	330
9.1.1	Rôle de l'inertie économique dans le cas de l'action fossile seule	331

9.1.2	Trajectoires de séquestration en présences d'inerties à l'abatement fossile	331
9.2	Séquestration optimale en présence d'incertitudes climatiques et d'inerties économiques	334
9.2.1	Inertie, incertitude et situation d'apprentissage: les termes du débat	334
9.2.2	DIAM-séquestration, un modèle pour explorer la séquestration optimale en décision séquentielle sous incertitude	337
9.3	Précaution et soupape de sécurité: deux usages de la séquestration dans les politiques climatiques	342
9.3.1	Le cas sans stockage	342
9.3.2	Le cas d'un stockage gratuit mais limité	344
9.3.3	Séquestration optimale avec coût d'opportunité annuel des terres immobilisées	346
	Conclusion	350
	Références	352
Conclusion et perspectives		353
Bibliographie		361
Annexes		377
Annexe A: code Scilab du modèle OSCAR		377
Annexe B: code Gams du modèle balistique du chapitre 8		407
Annexe C: code Gams du modèle DIAM-seq		411

Table des figures

1.1	Bilan énergétique annuel moyen de la Terre	31
1.2	Variations de la concentration atmosphérique des principaux gaz à effet de serre et changements de température depuis 400000 ans. Source: <i>Petit et al.</i> [1999]	33
1.3	Evolution de la concentration atmosphérique en CO ₂ et de la température moyenne des terres émergées depuis 1860	35
1.4	Emissions anthropiques totales de CO ₂ incluant les émissions liées au changement d'affectation des terres, émissions fossiles et taux d'augmentation du CO ₂ atmosphérique depuis 1960 .	37
1.5	Représentation schématique du cycle global du carbone, en moyenne annuelle 1989-1998	41
1.6	Représentation schématique de la partie "terrestre" du cycle du carbone	43
1.7	Représentation schématique de la boucle causale de modélisation intégrée	50
1.8	Emissions fossiles compatibles avec une trajectoire de stabilisation des concentrations de CO ₂ atmosphérique à 1000 ppmv, selon différents modèles du cycle du carbone	52
2.1	Impacts des méthodes de comptabilisation brut/net <i>vs.</i> net/net sur l'effort fossile	82
2.2	Schéma comptable pour l'Article 3.4-gestion forestière, proposé initialement par les USA, le Canada et le Japon à la conférence de La Haye	104
3.1	Acceptations concurrentes du carbone retiré de l'atmosphère par la gestion d'un hectare de forêt, en fonction des hypothèses sur le devenir des produits du bois	121
3.2	Courbes théoriques d'évolution de la biomasse forestière et des stocks dans les produits du bois, pour des cycles successifs de récolte	124
3.3	Graphe de la fonction $f(a)$ déterminant le seuil de préféralité de la gestion forestière	125

3.4	Schémas retenus pour les devenir possibles du bois après récolte forestière	128
3.5	Evolution du contenu carbone des différents réservoirs forestiers et des produits du bois, pour les huit expériences décrites Table 3.5	131
3.6	Bilan-carbone moyen d'une filière forestière en fonction de la vitesse d'oxydation des produits du bois	134
3.7	Conséquences comptables du choix de la prochaine date de coupe du fait de l'entrée en vigueur potentielle du Protocole de Kyoto	143
3.8	Biomasse observée dans une forêt du Michigan en fonction de l'âge de la parcelle, calibrée sur les résultats de [Caspersen et al., 2000]	147
3.9	Graphes des fonctions $\Delta_\alpha(a)$ déterminant le seuil de préféralité d'une coupe anticipée au 31 déc. 2007, en fonction de l'avancement de la rotation	148
4.1	Représentation schématique du cycle global du carbone et des changements d'usage des terres dans OSCAR	162
4.2	Comparaison du puits océanique sur la période historique: OSCAR et modèle de Berne	163
4.3	Régions mondiales définies par l'IPCC. Source: [Bollen et al., 2001]	164
4.4	Zonage appliqué sur CASA-SLAVE participant de la définition des paramètres biophysiques d'OSCAR	167
4.5	Changements d'affectation des terres pris en compte à l'intérieur d'un point de grille du module continental	170
4.6	Structure du module d'OSCAR calculant les flux de carbone liés aux usages des terres	174
4.7	Différences conceptuelles de l'approche de modélisation des flux continentaux entre Houghton et OSCAR	175
4.8	Comparaison des flux liés à l'usage des terres entre OSCAR et Houghton et Hackler [2001]	177
4.9	Variations modélisées du budget carbone et de la concentration atmosphérique de CO ₂ entre 1800 et 1990	180
4.10	Changements d'affectation entre paires de biomes sur la période 1700-1990 selon Houghton et Hackler [2001] et 1990-2100 selon IMAGE 2.2. Flux de carbone associés calculés par OSCAR	184
5.1	Représentation conceptuelle des impacts directs et des rétroactions dans le cycle global du carbone	200

5.2	Evolution du CO ₂ atmosphérique modélisé par OSCAR en réponse aux émissions fossiles et au changement d’usage des sols (IPCC A2) et puits terrestre résiduel sur les écosystèmes primaires non concernés par les changements d’usage des sols	203
5.3	Productivité primaire nette globale et respiration hétérotrophe pour le scénario IPCC A2, dans les expériences E1 et E2. . .	204
5.4	Sensibilité de l’effet d’amplification à la NPP pré-industrielle moyenne et au facteur β	207
5.5	Flux liés à l’usage des sols dans une expérience où plus aucun changement d’affectation n’intervient après 1990	212
5.6	Facteur multiplicatif de la NPP et de la respiration hétérotrophe en fonction de la température, pour différentes régions de l’IPCC.	216
5.7	Evolution du CO ₂ atmosphérique dans les différentes expériences climat – usage des terres pour le scénario IPCC A2 . .	218
5.8	Evolution du puits terrestre sur les écosystèmes primaires dans les différentes expériences climat – usage des terres pour le scénario IPCC A2	219
6.1	Trajectoires “maximales” de concentration et d’émissions cumulées sur le siècle permettant de rester sous 550 ppm, pour sept modèles de cycle du carbone différents	230
6.2	Trajectoires d’émissions cumulées maximales sur le XXI ^{ème} siècle permettant de rester sous 550 ppm, pour différentes variantes autour du scénario A2 d’usage des sols	231
6.3	Trajectoires de stabilisation des concentrations atmosphériques et émissions fossiles compatibles, selon l’IPCC et WRE. Source: [Wigley <i>et al.</i> , 1996]	233
6.4	Effet des scénarios IPCC d’usage des terres et des cibles de concentration sur les émissions fossiles compatibles avec les profils de stabilisation de l’IPCC	235
6.5	Etude comparée des effets climatiques et d’usage des terres sur les trajectoires d’émissions fossiles permettant de stabiliser les concentrations à 650 ppm et 350 ppm, dans le cas des scénario A2 et B1 d’usage des terres	238
6.6	Effets contrastés des rétroactions climatiques et des effets d’amplification pour des trajectoires contrastées de stabilisation de CO ₂	243
6.7	Trajectoires de stabilisation des concentrations atmosphériques et émissions fossiles compatibles avec et sans effet d’amplification lié au changement d’usage des sols, avec et sans effet de rétroaction climatiques	244

7.1	Trajectoires potentielles de crédits, éligibles au Protocole de Kyoto, générés par un projet d'abatement fossile et de séquestration	253
7.2	Principe et cas concret (pour l'Inde, le Brésil, La Chine, l'Indonésie, le Mexique, les Philippines, la Tanzanie, d'après [Makundi et Sathaye, 2004]) de reconstruction d'une courbe de coût marginal de séquestration à partir d'estimations ponctuelles	263
7.3	Courbes de coût de séquestration résultant du modèle FA-SOM pour les USA par <i>McCarl et Schneider</i> [2001]	267
7.4	Forme générique des fonctions de coût annuel des terres immobilisées	270
7.5	Hierarchies sur le coût marginal des terres et calcul du coût marginal d'immobilisation: illustration schématique	271
7.6	Conséquences atmosphériques d'un projet de séquestration temporaire de carbone	275
8.1	Trajectoires optimales dans l'espace des phases (C, e) pour le problème "fossile seul", contraint par $a(t) = 0$	312
8.2	Trajectoires optimales calculées pour le problème fossile seul, sans inertie, pour différentes hypothèses de dommages	313
8.3	Rôle des croyances sur les coûts et dommages sur les trajectoires de l'espace des phases (C, e) pour le problème "fossile seul"	316
8.4	Conceptions sous-jacentes de l'optimalité d'une cible atmosphérique de 550 ppm	317
8.5	Trajectoires optimales calculées pour le problème fossile seul versus avec séquestration, sans inertie, pour différentes hypothèses de dommages, et à coût des terres nul	321
8.6	Trajectoires optimales calculées pour le problème fossile seul versus avec séquestration, sans inertie, à coût des terres non nul	322
9.1	Rôle de l'inertie économique dans le problème coût bénéfice balistique (action fossile seule): trajectoires dans l'espace des phases	332
9.2	Rôle de la séquestration dans un problème balistique avec inertie économique: trajectoires dans l'espace des phases	333
9.3	Trajectoires optimales d'abatement fossile en présence d'incertitudes climatiques et d'inerties économiques et environnementales	336
9.4	Schéma de fonctionnement du modèle DIAM-séquestration.	338
9.5	Fonctions de coût des dommages dans DIAM-séquestration, d'après [Dumas et Ha-Duong, 2001]	342

9.6	Trajectoires optimales d'abatement fossile, de CO ₂ atmosphérique, et coût associé des politiques, en présence d'incertitudes climatiques et d'inerties économiques et environnementales (cas sans séquestration)	343
9.7	Possibilité de conversions gratuites: effet sur les trajectoires optimales d'abatement	345
9.8	Trajectoires optimales avec coût d'opportunité quadratique pesant sur l'ensemble des terres immobilisées	347
9.9	Trajectoires de séquestration et d'abatement avec coût d'opportunité temporaire de l'utilisation des terres	349

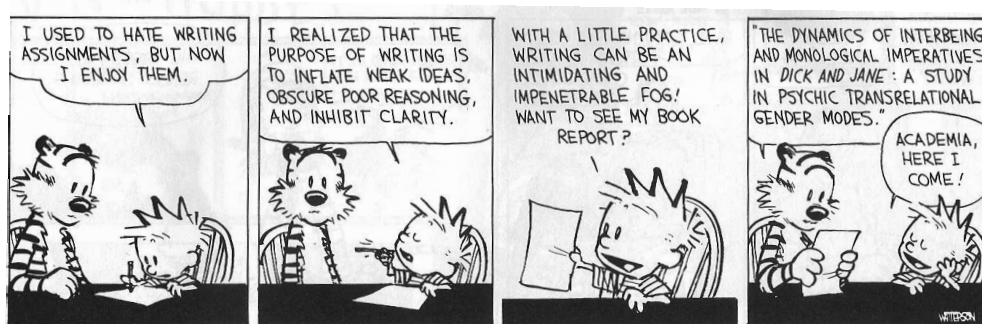
Liste des tableaux

1.1	Echange de carbone entre les principaux réservoirs et l’atmosphère: bilan cumulé 1850-1998 et flux moyens 1980-1989 . . .	42
1.2	Ordre de grandeur des principales catégories de flux entre réservoirs terrestres et l’atmosphère à l’échelle du globe . . .	45
2.1	Effet des puits sur le volume d’émission de référence, pour les pays de l’Annexe I	81
2.2	Emissions de carbone provenant de la déforestation tropicale pour les 10 pays présentant les sources les plus importantes .	83
2.3	Volumes de carbone concernés par les Articles 3.3 et 3.4 du Protocole de Kyoto, par Parties de l’Annexe I	102
2.4	Impacts des puits forestiers sur les engagements de réduction dans le domaine fossile	108
3.1	Stocks de carbone de forêts primaires ou semi-naturelles comparés à des forêts secondaires ou gérées de mêmes espèces . .	122
3.2	Temps de demi-vie caractéristique pour différents produits du bois	123
3.3	Devenir de la biomasse sur une surface touchée par la déforestation ou subissant une récolte d’exploitation, par région et type de forêt	129
3.4	Fractions des produits du bois récoltés à 1, 10 et 100 ans de durée de vie, par région mondiale et type de forêt, selon [Houghton et Hackler, 2001]	130
3.5	Description des 8 expériences conduites pour l’analyse de l’efficacité de la gestion forestière à objectif carbone	132
3.6	Valeur actualisée d’une rotation forestière à composante carbone, au début de celle-ci, en fonction du prix du bois et du prix du carbone.	149
4.1	Paramètres biophysiques tirés de CASA-SLAVE et importés dans OSCAR	169
4.2	Correspondance entre biomes (hors agriculture) entre OSCAR, CASA-SLAVE, Houghton et IMAGE 2.2	171

4.3	Comparaison des densités carbone dans OSCAR et dans [Houghton, 1999], par principaux types de biomes	178
4.4	Bilan carbone moyen pour la période 1980-1989 et flux cumulés dans OSCAR et selon les estimations de l'IPCC-TAR et de l'IPCC-SRLULUCF	181
4.5	Aires des principaux biomes pour les quatre régions de l'IPCC, en 1700, 1990 et 2100, pour le scénario IPCC A2	183
4.6	Variables et paramètres du module océanique d'OSCAR, tiré de [Joos et al., 1996]	191
4.7	Variables et paramètres du module continental d'OSCAR	192
5.1	Effet d'amplification liés à l'usage des terres et répartition géographique des flux air-terre pour le scénario IPCC A2.	205
5.2	Sensibilité de l'effet d'amplification à différentes hypothèses relatives aux mécanismes créant une augmentation de la NPP	208
5.3	Effet d'amplification lié au changement d'usage des terres, pour différents scénarios de l'IPCC	209
5.4	Contribution séparée de chaque transition à l'effet d'amplification	211
5.5	Contribution du changement d'usage des sols à l'augmentation du CO ₂ atmosphérique (IPCC A2)	213
5.6	Description des expériences croisées climat – usage des terres	217
5.7	Impact atmosphérique attribuable au feedback climatique et à l'effet d'amplification lié au changement d'affectation des terres	218
6.1	Paramètres permettant de calibrer les profils de stabilisation du CO ₂ atmosphérique selon WRE	234
6.2	Gaps fossiles moyens sur le siècle pour différents scénarios de référence et d'usage des sols de l'IPCC et différents profils de stabilisation des concentrations selon l'IPCC	236
6.3	Moyenne et variabilité, prises sur l'ensemble des scénarios IPCC et des objectifs de stabilisation, de l'effet d'amplification et de la rétroaction climatique sur le gap fossile	240
6.4	Hierarchisation des effets économiques et physiques influençant le gap fossile	241
7.1	Coûts marginaux annualisés (du flux annuel séquestré) pour des programmes de plantation aux USA selon [Adams et al., 1993] et [Moulton et Richards, 1990]	266
8.1	Variables, paramètres et équations du modèle coût-bénéfice	299

8.2	Paramètres choisis pour l'expérience numérique illustrative (cas fossile seul). Les unités de coût sont arbitraires. Les fonctions de dommages ont été calées de manière à ce que l'état stationnaire du problème soit fixé respectivement à 330, 450 et 550 ppm.	311
8.3	Paramètres choisis pour l'expérience numérique illustrative (cas avec séquestration). Les unités de coût sont arbitraires. Les fonctions de dommages ont été calées de manière à ce que l'état stationnaire du problème soit fixé respectivement à 330, 450 ppm.	320
9.1	Fonctions d'inertie économique choisies pour l'expérience numérique illustrative (cas fossil seul).	331
9.2	Variables et paramètres du modèle DIAM-séquestration . . .	341

Introduction



[Bill Waterson, 1995]

Il est maintenant admis, depuis deux décennies de recherche et trois rapports du GIEC¹, que le changement climatique est une menace potentielle pour les systèmes naturels et socio-économiques, et ce constat est maintenant connu de tous, ayant été abondamment relayé par les médias. Aussi, le ralentissement du taux d'accumulation du CO₂ et d'autres gaz à effet de serre dans l'atmosphère, puis la stabilisation de ces concentrations à des niveaux acceptables est devenu un enjeu planétaire. Un tel risque climatique suggère l'importance de limiter notre usage des énergies fossiles, ou la destruction de biomasse forestière.

Mais le basculement de nos systèmes de production et de consommation très intensifs en usage des énergies fossiles vers des systèmes "propres" représente un défi immense et suppose de supporter des coûts économiques importants liés à l'ajustement du secteur énergétique, du système productif, et des modes de consommation. Certes il existe un potentiel d'action liés à des économies d'énergies qu'il conviendrait de toute façon de réaliser parce qu'elles sont économiquement rentables, de même qu'un "double dividende" pourrait être dégagé en déviant une partie économiquement distorsive de la fiscalité existante, comme les charges pesant sur le travail, vers une taxation du carbone. Mais ce potentiel "sans regret" est insuffisant à régler le problème de la maîtrise des émissions fossiles, avec comme conséquence le problème de l'acceptabilité sociale des efforts qui ne manqueront pas d'être requis. C'est dans ce contexte que, très tôt dans le débat, est apparue la question de l'utilisation de la biosphère terrestre pour limiter la croissance du contenu atmosphérique en CO₂. Cette possible utilisation des puits en substitution, au moins partielle, à un effort dans le secteur fossile a été très présente dans l'agenda politique des négociations autour du climat, principalement en raison de son différentiel de coût supputé en regard de l'effort fossile.

Effectivement, la végétation et les sols sont d'importants réservoirs de carbone, contenant environ trois fois la masse de CO₂ atmosphérique : de tels stocks pourraient être augmentés, en plantant des forêts par exemple, ou en les gérant de façon spécifique, par exemple en améliorant le stockage dans la filière bois, séquestrant ainsi une partie de l'excès de CO₂ atmosphérique provenant de la combustion des énergies fossiles.

Cette thèse part du constat que le débat et les argumentaires autour de la séquestration du carbone s'est organisé parfois rapidement mais de manière confuse, dans un contexte où les faits scientifiques n'étaient pas stabilisés. Cette incertitude sur les faits scientifiques n'a pas permis de maîtriser l'émergence de controverses sur l'opportunité de l'utilisation stockage comme moyen de mitigation de l'effet de serre, certaines parties y voyant

¹Le GIEC est le "Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat", regroupant quelques 2000 scientifiques reconnus des champs disciplinaires attenants à la question climatique.

un moyen efficace de contribuer à bas coût à la stabilisation du climat, d'autres le considérant comme un échappatoire de mauvaise augure à un effort fossile qu'il faudra immanquablement réaliser. On comprend bien que s'affrontent deux visions stratégiques, l'une veillant à protéger le secteur énergétique, l'autre donnant la priorité au pivotement de ce secteur, tant pour des raisons de gestion à long terme des ressources pétrolières, que de l'accélération de la pénétration des énergies renouvelables, ou d'accès à un profil de consommation sobre, seules garanties pour éviter à long terme le recours à l'électronucléaire.

Pour séduisante qu'elle soit, l'idée d'utiliser la biosphère continentale pour épurer l'excès de CO₂ atmosphérique créée par la combustion d'énergies fossiles, est en fait plus compliquée qu'il n'y paraît.

D'une part, la simplicité d'un tel principe (un transvasement à moindre coût du carbone d'un réservoir à un autre) n'a pas empêché la question des puits de devenir une "boîte de Pandore", tant il fut difficile de gérer diplomatiquement dans un même cadre comptable la cohabitation de l'effort fossile et la participation de la forêt, sans remettre en question l'esprit initial de la convention sur le climat (Chap. 2). En particulier, il s'avère très délicat de concevoir un système incitatif de gestion forestière libre d'effets adverses, qui puisse valoriser un effort marginal de séquestration dans les produits du bois ou dans la biomasse forestière au même titre qu'un effort marginal d'abattement fossile (Chap. 3).

D'autre part, le stockage de carbone dans les écosystèmes terrestres n'est pas un problème statique de vases communicants, mais s'insère dans le contexte dynamique des cycles biogéochimiques : les réservoirs de carbone continentaux, biomasse et carbone du sol, ne sont pas hermétiques, et sont continuellement traversés, même à l'équilibre, par des flux de carbone dont l'intensité n'est pas négligeables en relation à leur contenu. Par exemple, chaque année, 1/10 du réservoir de biomasse globale est renouvelé. Ces flux globaux de matière ne sont qu'indirectement contrôlés par des programmes de changement d'affectation des terres : l'homme à la main sur des surfaces, et non sur des flux air-terre, par ailleurs dépendants de la machine climatique.

La question de l'opportunité économique de la séquestration biologique du carbone, du "statut" de la forêt dans les politiques et les instruments de lutte contre le changement climatique suppose donc, au préalable, de pouvoir rendre compte de son rôle potentiel à contribuer à la stabilisation du climat, c'est à dire de l'explicitation des liens entre usage de terres et CO₂ atmosphérique au sein du cycle global du carbone (Chap 4, 5). Ce travail préliminaire doit permettre le calcul de l'ajustement "climatique" au final porté par le secteur fossile, en fonction des trajectoires d'usage des terres (Chap. 6), et permettra de soulever le problème de la non prise en compte, par les instruments appelés à être légalement contraignants d'ici la fin de

la décennie (2008), de la maîtrise des trajectoires d’usages des terres, et en particulier celui de la déforestation tropicale.

Même imparfaitement traitée par les textes, se pose alors la question de la politique climatique optimale “mixte”, c’est à dire combinant les usages des terres et l’abatement fossile, dans un cadre confrontant les coûts de l’action et ceux des dommages climatiques. Mais là aussi, ce qui s’apparente à un simple problème coût-bénéfice, est en fait plus complexe qu’il n’y paraît.

D’une part, la séquestration d’une quantité donnée de carbone nécessite de “sanctuariser” des terres sur le très long terme, au détriment d’autres usages. Se pose donc le problème (Chap. 7) de l’évaluation du coût économique du maintien à long terme du stock séquestré, en ce sens qu’il nécessite une immobilisation à long terme de capital productif. Cette permanence des coûts, nécessaire pour que la séquestration soit un équivalent de l’abatement fossile, rend toutefois la séquestration nettement moins intéressante, puisque des coûts subsistent quand aucun bénéfice atmosphérique n’est plus obtenu. Dans cette optique, l’utilisation d’un certain degré de séquestration temporaire est envisageable pour éviter ce surcoût. Mais elle complique l’évaluation des dommages climatiques évités (Chap. 7), puisqu’il faut alors faire le bilan d’un bénéfice climatique de court terme, durant le stockage, et d’un dommage additionnel sur le long terme, suivant le relarguage. Cette caractéristique “réversible” des projets de séquestration de carbone fait qu’ils sont des objets économiques différents de ceux générant un abatement fossile. A ce titre, séquestration et abatement fossile s’insèrent de manière contrastée dans une politique globale de mitigation, telle qu’elle ressortirait d’un calcul coût-bénéfice, tant en terme de tempo des mesures, qu’en terme de part de l’effort (Chap. 8).

D’autre part, les surfaces disponibles à coût raisonnable pour des politiques de stockage sont limitées. La question de leur utilisation optimale “dès que possible”, pour “gagner du temps”, et produire un bénéfice climatique de court terme impossible à obtenir par un abatement fossile aujourd’hui trop coûteux, doit donc être confrontée au fait que la séquestration ne fournit qu’un potentiel limité face à la menace des dommages du changement climatique, et qu’il serait peut-être tout aussi raisonnable d’attendre que le besoin s’en fasse réellement sentir pour s’en servir ? Ce problème du *tempo* optimal de l’utilisation du stockage (maintenant pour éviter les coûts d’abatement fossiles de court terme, ou plus tard si des dommages élevés exigent des efforts de mitigation encore plus importants), ne peut être posé que si l’on rend compte tant de l’incertitude inhérente à la question climatique (nous ne savons pas, actuellement, ce qu’est un changement climatique “dangereux”, c’est à dire la réalité des dommages à un niveau de CO₂ atmosphérique donné), que de l’inertie du système économique et environnemental (on ne peut changer brutalement de trajectoire économique à moins de payer un surcoût important, et les trajectoires d’émissions de court

termes déterminent la concentration atmosphérique à plus long terme).

Un tel contexte faisant part de retards sur la ligne coûts-contrôle des émissions-résultat atmosphérique propre à la question climatique, combinés à une situation d'incertitude sur la cible atmosphérique souhaitable à long terme, nécessite l'adoption d'un cadre de décision séquentielle, où nos choix d'abattement ou de séquestration sont effectués aujourd'hui en sachant que le futur de la machine climatique est incertain, mais "en sachant que nous saurons un jour", et que nous pourrons ainsi ajuster nos décisions. Nous revisiterons, au terme de notre parcours, les politiques optimales "mixtes" dans ce cadre à la fois incertain, présentant de fortes inerties, mais autorisant l'ajustement des décisions au fur et à mesure de notre apprentissage. Ceci nous amènera, à préciser les statuts exacts de la séquestration à court et à plus long terme, et à discuter sur un plan théorique l'opportunité du réflexe de l'utilisation immédiate et "tant que faire se peut" de la séquestration, dans une mesure qui en épuiserait son potentiel avant d'en savoir plus sur les dommages.

Première partie

Séquestration et politiques climatiques : des “faits” physiques aux controverses diplomatiques

Chapitre 1

Effet de serre et actions sur les écosystèmes terrestres : bases physiques et questions méthodologiques

- “– Est-ce la physique que vous voulez apprendre ?*
- Qu’est-ce qu’elle chante, cette physique ?*
- La physique est celle qui explique les principes des choses naturelles et les propriétés du corps ; qui discourt de la nature des éléments, des métaux, des minéraux, des pierres, des plantes et des animaux, et nous enseigne les causes de tous les météores, l’arc-en-ciel, les feux volants, les comètes, les éclairs, le tonnerre, la foudre, la pluie, la neige, les vents et les tourbillons.*
- Il y a trop de tintamarre là-dedans, trop de brouillamini.”*

[Molière, *Le Bourgeois Gentilhomme*]

Sommaire

Introduction	28
1.1 Rôle du CO₂ dans l'effet de serre	29
1.1.1 Arguments théoriques: le modèle radiatif terrestre	29
1.1.2 Arguments expérimentaux: corrélation entre forçage climatique et teneur atmosphérique en différents gaz à effet de serre dans l'histoire récente de la Terre	32
1.1.3 Action de l'homme et réchauffement actuel: leçons des mesures physiques et des modèles climatiques	32
1.2 Le cycle global du carbone: cadre comptable et définitions	34
1.2.1 La difficile évaluation des flux de carbone <i>de</i> et <i>vers</i> l'atmosphère	34
1.2.2 Un cadre comptable global	38
1.2.3 Echanges terre/air	42
1.2.4 Echanges air/mer	47
1.3 Ecosystèmes terrestres et modélisation intégrée du changement climatique	48
1.3.1 Objectifs et approches de la modélisation intégrée	48
1.3.2 Le problème de la sélection des schémas théoriques	50
1.3.3 Modélisation intégrée et décision sous incertitudes	53
Conclusion: décision de court-terme, fenêtres d'opportunités et usages des terres	56
Références	59

Introduction

Il a déjà été signalé [Joos *et al.*, 1999b], que l'analyse économique de l'opportunité et des modalités d'une réduction des sources anthropiques de gaz à effet de serre, passe par la prise en compte correcte, dans des modèles économiques, des phénomènes physiques liant l'augmentation continue des émissions de gaz à effet de serre à l'évolution du contenu atmosphérique.

Ce problème gagne en complexité lorsque l'on s'intéresse – en plus du thème de la maîtrise des émissions fossiles – au rôle potentiel de la séquestration de carbone, et à l'impact des trajectoires de changement d'usage des sols, dans les politiques climatiques. L'existence d'un entrelacs de liens causaux liant la réponse de la biosphère primaire, des écosystèmes anthropiques et de l'océan, aux émissions de gaz à effet de serre et aux décisions d'usage des sols, rend ardue la construction d'un cadre d'analyse permettant de peser le pour et le contre des efforts d'abattement fossile, d'usage des sols, et de séquestration d'un côté, des dommages potentiels du changement climatique de l'autre. En effet, d'une part cet "entrelacs", comme nous le verrons dans ce chapitre (section 3), fait se confronter le problème coût-bénéfice de

l'évaluation intégrée des politiques climatiques à des contraintes techniques rendant irréalisable le "grand" modèle économique et climatique. D'autre part, même si un tel modèle existait, tout porte à croire, vu la complexité des chaînes causes-conséquences, qu'il ne faciliterait pas nécessairement la décision en terme de politique climatique.

Toutes ces raisons font que la modélisation intégrée doit accepter la "contrainte raisonnée" qui est celle de garder une certaine compacité. Ceci nécessite de correctement poser le problème climatique dans ses bases physiques, pour en identifier les points incontournables. Avant donc d'introduire le concept de modélisation "intégrée" (section 3), nous nous proposons de mieux comprendre l'"objet" physique qu'elle prétend intégrer (sections 1 et 2). Dans ce round initial, notre propos ne sera pas de passer en revue *in extenso* les avancées et controverses de la science du changement climatique, mais au contraire d'introduire *a minima* les concepts physiques fondamentaux relatifs à l'utilisation des écosystèmes terrestres dans le problème du contrôle des flux de carbone et de l'effet de serre.

1.1 Rôle du CO₂ dans l'effet de serre

1.1.1 Arguments théoriques : le modèle radiatif terrestre

La planète Terre, en équilibre radiatif avec l'espace qui l'entoure, émet autant d'énergie vers l'espace qu'elle en reçoit. L'énergie arrivant du Soleil, sous forme électromagnétique, est distribuée principalement dans les longueurs d'onde visible, entre 0,4 et 0,7 μm , pour lesquelles l'atmosphère est transparente. Près de 50% de l'énergie solaire arrivante est absorbée par la surface de la terre, 30% est directement réfléchi vers l'espace (albédo) et 20% est absorbée¹ par l'atmosphère, comme le montre la Fig. 1.1. La surface terrestre se comporte approximativement comme un corps noir et émet l'intégralité de l'énergie absorbée, mais dans une autre fréquence : l'infrarouge².

Or l'atmosphère n'est pas aussi transparente dans l'infrarouge que dans le visible. Une grande quantité des radiations terrestres sont absorbées par l'atmosphère, principalement par la vapeur d'eau. L'atmosphère, en équilibre thermique, rayonne à son tour, tant vers l'espace que vers la surface terrestre. La surface de la Terre voit ainsi arriver, sous forme infrarouge ré-émise par

¹Cette énergie absorbée est principalement celle du domaine ultra-violet ou infrarouge, longueurs d'onde entourant le domaine visible. Ceci permet d'expliquer que l'atmosphère est "transparente" à la vue.

²Ceci est dû au fait que les corps noirs émettent les ondes de fréquence proportionnelle à leur température de surface (loi de Wien). Dans le cas de la surface terrestre, cette température d'émission (288 K) est plus faible que celle du Soleil (la surface solaire émettant à ≈ 6000 K) : la fréquence principale ré-émise par la terre est donc décalée dans l'infrarouge par rapport à l'énergie arrivante du soleil.

l’atmosphère, une quantité d’énergie comparable à celle reçue du soleil sous forme visible. Au total, la quantité d’énergie émise (et reçue)³ par la surface terrestre est plus importante que s’il n’y avait pas d’atmosphère. Or, plus un corps reçoit (et émet) de l’énergie, plus il est chaud⁴. Ce *réchauffement* effectif de la basse atmosphère et de la surface terrestre par “recirculation” de l’énergie sous forme infra-rouge est appelé *effet de serre*⁵. La Terre serait entièrement gelée sans effet de serre, puisque ce dernier contribue à élever la température en surface de 33 °C par rapport à ce qu’elle serait s’il n’y avait pas d’atmosphère⁶.

L’effet de serre, bénéfique à la vie sur Terre, est cependant limité par l’existence d’une “fenêtre atmosphérique” (Fig. 1.1) au sein même de la bande d’absorption infrarouge, rendant l’atmosphère partiellement transparente au rayonnement infrarouge émis par la Terre. Cette fenêtre atmosphérique nous garantit des températures moins chaudes que sur Vénus par exemple, où l’effet de serre est beaucoup plus important. L’augmentation de la concentration atmosphérique de certains gaz présents sous forme de traces et présentant des pics d’absorption dans la fenêtre, comme le CO₂ et le méthane, équivaut – pour employer un terme imagé – à refermer partiellement cette fenêtre atmosphérique. Ce phénomène finit par amplifier la recirculation de l’énergie dans la basse atmosphère, et se traduit donc par une augmentation de la température de surface de la Terre.

Le suédois *Arrhenius* [1896], dans des travaux qui lui vaudront le prix Nobel en 1903, fut le premier à envisager une augmentation probable du taux de CO₂ atmosphérique à cause de la combustion du charbon, et à quantifier, de façon théorique, l’effet d’une telle augmentation sur les températures moyennes à la surface du globe. Selon Arrhénius, un doublement de la quantité de CO₂ atmosphérique induirait un réchauffement de l’ordre de 5 à 6 °C. Ses calculs tiennent compte de la rétroaction positive du processus de réchauffement liée à l’augmentation de vapeur d’eau, et sont de plus détaillés par latitude, prévoyant ainsi un réchauffement plus important aux pôles qu’aux tropiques. Ces résultats sont remarquables de part leur

³Ces quantités sont égales, car le bilan radiatif de la surface, à l’équilibre, est nul.

⁴La puissance énergétique est proportionnelle à la puissance quatrième de la température (loi de Stefan-Boltzmann).

⁵Historiquement, *Fourier* [1824] est le premier à affirmer que “la température du sol est augmentée par l’interpolation de l’atmosphère, parce que la chaleur (rayonnement solaire) trouve moins d’obstacles pour pénétrer l’air, étant à l’état de lumière, qu’elle n’en trouve pour repasser dans l’air, lorsqu’elle est convertie en chaleur obscure”. *Fourier* est vraisemblablement le premier à faire l’analogie entre le rôle de l’atmosphère et les parois d’une serre, mais c’est aux travaux de l’irlandais *Tyndall* (1861) et du français *Pouillet* (1836) que l’on doit l’identification du rôle joué par la vapeur d’eau [*Grinevald*, 1992].

⁶La valeur “sans atmosphère” de la température au sol serait de 255 K $\equiv$ -18 °C. C’est aussi la température effectivement mesurée “au sommet de l’atmosphère”, *i.e.* qui correspond au rayonnement dans l’espace du système Terre-atmosphère *observé* par les satellites, d’une valeur de 235 Wm⁻².

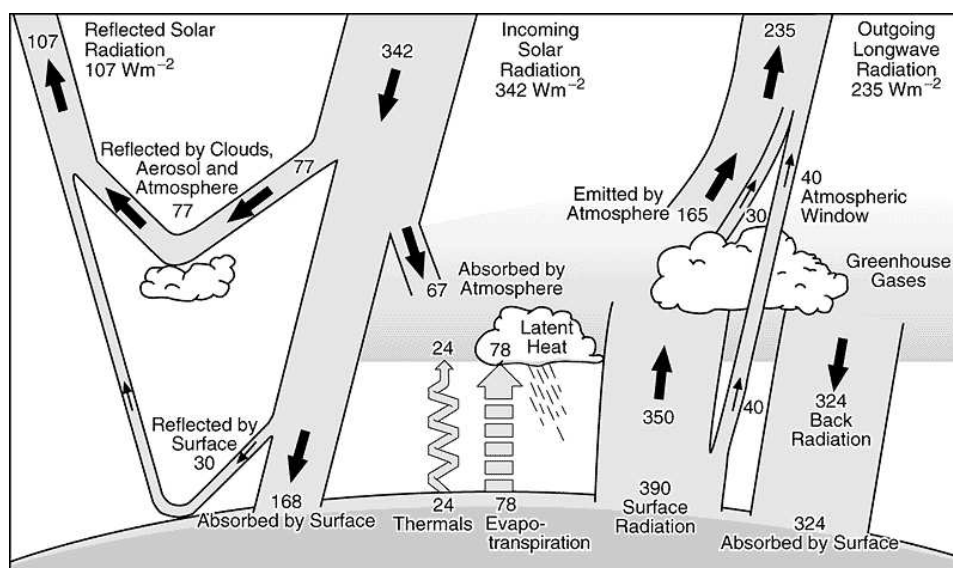


FIG. 1.1: Bilan énergétique annuel moyen de la Terre. 49% de l'énergie solaire (soit 168 Wm^{-2}) est absorbée par la surface. Cette énergie est retournée dans l'atmosphère sous forme de chaleur, par évapotranspiration (chaleur latente), et par radiation thermique dans l'infrarouge. La plus grande partie de cette radiation est absorbée par l'atmosphère, qui émet en retour des radiations dans toutes les directions. Une partie de ces radiations ré-émises par l'atmosphère est donc redirigée vers la surface terrestre et crée l'effet de serre, le reste retournant à l'espace. Les radiations de la Terre vue de l'espace sont donc (hormis celles directement réfléchies par la surface et le sommet des nuages) principalement des ré-émissions infrarouge provenant de l'atmosphère. Source : Kiehl et Trenberth [1997].

proximité avec ceux des modèles climatiques les plus récents [*Friedlingstein*, 1995].

1.1.2 Arguments expérimentaux : corrélation entre forçage climatique et teneur atmosphérique en différents gaz à effet de serre dans l'histoire récente de la Terre

Le lien théorique entre concentration atmosphérique de gaz à effet de serre et augmentation de la température à la surface de la terre se double d'une constatation expérimentale. Des travaux sur les carottes glaciaires ont montré une forte corrélation entre augmentation des températures et concentration atmosphérique des gaz à effet de serre (≈ 20 ppmv/°C pour le CO₂) dans l'histoire récente⁷ du globe [*Petit et al.*, 1999], comme montré Fig. 1.2.

Selon la célèbre théorie de Milankovitch, les phénomènes de glaciation sont principalement liés à une variation des paramètres orbitaux. Cependant, ces derniers ne peuvent à eux seuls expliquer l'intégralité de l'amplitude de température, suggérant l'existence de mécanismes d'amplification : la teneur atmosphérique en gaz à effet de serre réagit au forçage climatique (changement de température en surface), et induit à son tour un effet climatique. Il a été ainsi estimé que près de la moitié de l'amplitude des changements de température lors des passages glaciaires-interglaciaires sont attribuables à la modification de la composition de l'atmosphère en gaz à effet de serre [*Lorius et al.*, 1990]. Ceci témoigne du fait que les écosystèmes terrestres et les océans sont étroitement couplés au système climatique *via* les transferts de carbone entre la végétation, les sols et l'atmosphère d'une part, l'océan et l'atmosphère d'autre part [*Cao et Woodward*, 1998].

Au final, le couple formé d'une part de la théorie radiative de l'effet de serre et d'autre part de l'existence d'une forte corrélation entre changements climatiques passés et niveau atmosphérique des gaz à effet de serre, constitue le principal support à la théorie du changement climatique.

1.1.3 Action de l'homme et réchauffement actuel : leçons des mesures physiques et des modèles climatiques

Des mesures confirment de manière irréfutable l'augmentation actuelle tant de la concentration en gaz à effet de serre – principalement le CO₂, le méthane, et certains composés fluorés – que celle de la température moyenne à la surface du globe. Mais la superposition de la trajectoire récente de CO₂ atmosphérique à celle de l'évolution de la température moyenne globale

⁷L'étude a porté sur les quatre derniers cycles glaciaires-interglaciaires, soit 420 000 ans, période durant laquelle le taux de CO₂ atmosphérique est resté contenu entre 200 et 280 ppmv.

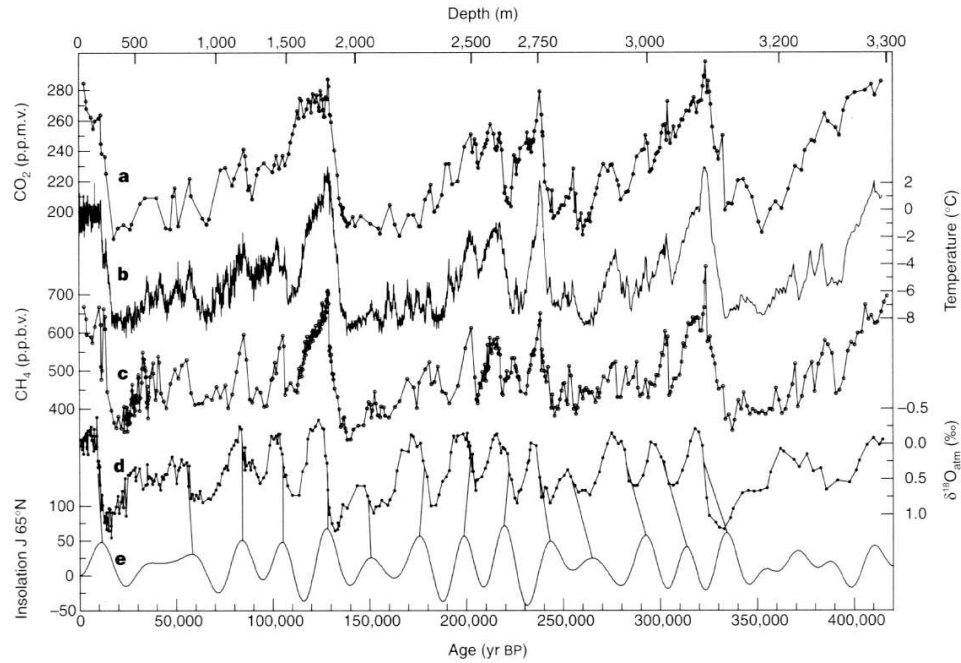


FIG. 1.2: Variations de la concentration atmosphérique des principaux gaz à effet de serre et changements de température, déterminés par des prélèvements de carottes glaciaires à la station de Vostock, Antarctique. Les variations d'insolation n'expliquent pas l'intégralité de l'amplitude en température, celle-ci étant amplifiée par la réponse du CO_2 et du CH_4 . (a) CO_2 ; (b) température; (c) CH_4 ; (d) $\delta^{18}\text{O}_{atm}$; (e) différentiel d'insolation à mi-juin, 65°N (en Wm^{-2}). Source : *Petit et al.* [1999]

(Fig. 1.3) ne saurait à elle seule constituer une preuve du lien de causalité entre CO₂ et climat.

La traduction des nombreux schémas physiques connus (fonctionnement des écosystèmes, des océans, du système atmosphérique) dans des modèles de plus en plus détaillés⁸ a apporté des éléments supplémentaires qui tendent à confirmer le lien entre l'augmentation du taux de CO₂ atmosphérique et le réchauffement climatique. Ainsi, différents modèles climatiques (dits de circulation générale) ont été forcés avec une atmosphère dont le contenu en CO₂ est doublé par rapport à la valeur pré-industrielle (≈ 280 parties par millions, ppmv). Malgré leurs différences, ces modèles ont tous tendance à prévoir, à l'équilibre $2 \times \text{CO}_2$ [IPCC, 2001] :

- un réchauffement moyen de la surface du globe entre 2,0 et 5,1 °C,
- en hiver, un réchauffement plus important, relativement à la moyenne globale, aux latitudes élevées ; l'inverse se produisant en été,
- une augmentation des précipitations de l'ordre de 3% à 15%,
- une diminution des étendues des glaces polaires,
- et une augmentation modérée du niveau des mers.

Cependant la distribution régionale et l'amplitude de tels impacts physiques restent encore très incertaines, comme l'est encore plus l'évaluation des dommages (pertes économiques) qu'ils pourraient engendrer [Ambrosi et Hourcade, 2002], et qu'il serait nécessaire, alors, de prévenir.

Dans la suite, nous nous intéressons principalement au contrôle des concentrations de CO₂, principal gaz responsable du forçage anthropique. Afin de stabiliser un vocabulaire et des notions qui nous seront utiles dans le reste du propos, il nous faut maintenant revenir sur le cadre comptable et les définitions des principaux processus à l'œuvre dans le cycle global du carbone et tout particulièrement dans sa partie terrestre.

1.2 Le cycle global du carbone : cadre comptable et définitions

1.2.1 La difficile évaluation des flux de carbone *de et vers* l'atmosphère

Depuis le début de l'ère industrielle, l'équilibre existant depuis plusieurs siècles entre les différents réservoirs du cycle du carbone est perturbé par l'action de l'homme. Il est aujourd'hui prouvé que l'augmentation du taux de CO₂ atmosphérique mesurée depuis quelque 200 ans (Fig. 1.4) est liée aux activités humaines : la déforestation, la combustion des énergies fossiles

⁸Modèles de balance énergétique, modèles radiatifs-convectifs, modèles de circulation générale, de biosphère et d'océan.

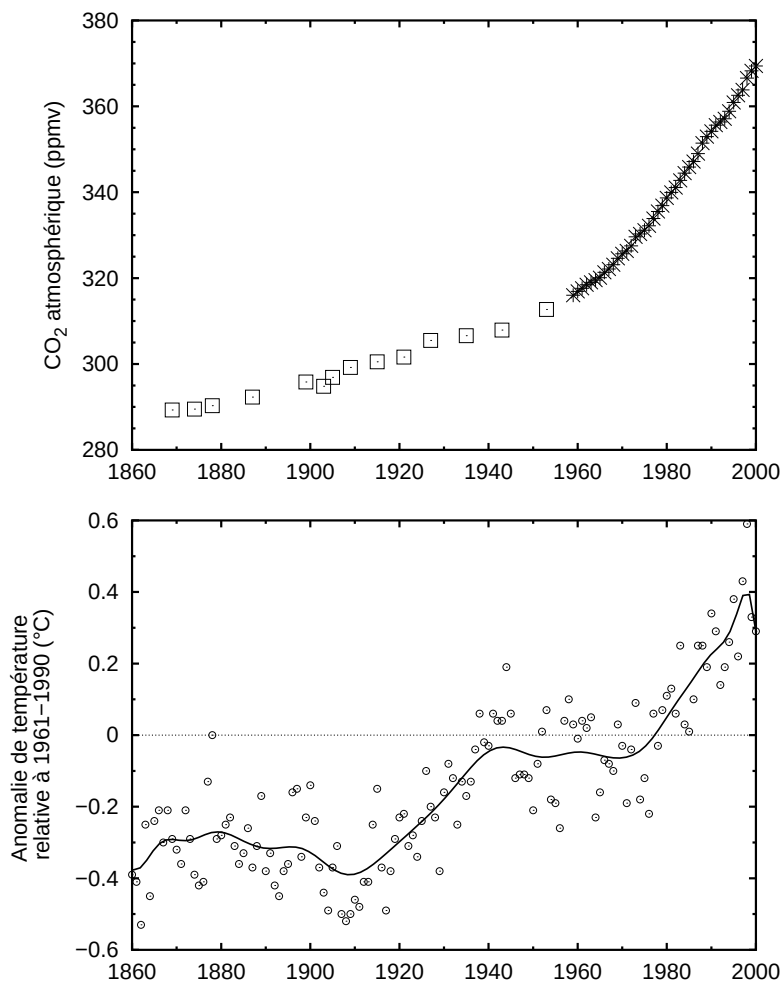


FIG. 1.3: Haut : Concentration atmosphérique (ppmv) de CO₂ déduite de la carotte de Siple Station, Antarctique (carrés) [Neftel *et al.*, 1994], et mesurées directement dans l'atmosphère (croix) [Keeling *et Whorf*, 2003], à la station de Mauna Loa, Hawaii. Bas : Anomalies annuelles [Jones *et al.*, 2001] de la température moyenne globale sur les zones émergées, de 1861 à 2000, exprimée relativement à la moyenne 1961-1990.

(principale source depuis le début du XX^{ème} siècle), et dans une moindre mesure, la production de ciment. Les activités de déforestation résultent en un transfert net des réservoirs terrestres de carbone (biomasse, litière, carbone du sol) vers l'atmosphère. La combustion des composés organiques du réservoir fossile (charbon, gaz, pétrole) libère du CO₂. La production du ciment, outre qu'elle nécessite l'utilisation des énergies fossiles, conduit à la libération de CO₂ du réservoir des carbonates.

Tout le carbone émis par ces processus, soit près de 400 GtC depuis 1850 (Tab. 1.1, p. 42), ne s'accumule pas dans l'atmosphère, puisque l'augmentation mesurée du CO₂ atmosphérique n'atteint que 176 GtC sur la même période – montant tout de même important relativement au contenu pré-industriel (600 GtC). En moyenne sur la période 1850-1998, la majorité (60%) de l'excès de CO₂ atmosphérique crée par les sources fossiles et liées au changement d'usage des terres a donc été absorbée par l'océan, et par la biosphère terrestre [Bruno et Joos, 1997].

La question du partitionnement entre l'océan et les écosystèmes terrestres de ce flux absorbé a été, depuis le début de la décennie 80, source de controverses entre océanographes et biologistes : la tâche de mesurer directement l'augmentation du CO₂ dissous dans les océans est en effet énorme⁹ [Feely et al., 1999], tout comme il est difficile d'estimer directement la variation des stocks globaux de biomasse et de carbone des sols à partir de mesures nécessairement ponctuelles. Au vu de leurs modèles, les océanographes étaient certains que les océans ne pouvaient à eux seuls être responsables de l'intégralité du puits, tandis que les biologistes doutaient fortement d'une augmentation des stocks globaux dans les écosystèmes terrestres, arguant au contraire que ceux-ci *diminuaient* en réponse à la déforestation [Detwiler et Hall, 1988].

Dans la décennie 90, plusieurs méthodes innovantes basées sur l'analyse des concentrations d'O₂ [Keeling et al., 1996]¹⁰ et de la teneur $\delta^{13}\text{C}$ en isotope 13 du carbone [Ciais et al., 1995b; Tans et al., 1993; Francey et al., 1995; Joos et Bruno, 1998]¹¹ ont permis de reconstituer, vu de l'atmosphère,

⁹L'absorption estimée de 115 GtC sur la période 1850-1998 est très faible comparée au contenu total de l'océan (40000 GtC). De plus, l'absorption nette de CO₂ par l'océan résulte d'une très faible différence de pression partielle de CO₂ entre l'atmosphère et l'océan de surface (voir p. 48) : un transfert net annuel de 2 GtC/an correspond à une différence air-mer de pression partielle de 8 ppm, ce qui est un ordre de grandeur inférieur à la variabilité naturelle [Joos, 2001].

¹⁰Les transferts nets de CO₂ vers l'océan ne perturbent pas le bilan de l'oxygène, ce qui n'est pas le cas de l'oxydation nette de la biomasse ou du carbone du sol qui s'accompagne (par définition même de l'*oxydation*) d'une baisse nette du contenu atmosphérique en O₂. Rassurons nous, cette baisse est toutefois négligeable en proportion relative, puisque le contenu de l'atmosphère en O₂ avoisine les 1,2 millions de Gt, à comparer au 700 Gt pour l'élément C [Chassefière, 1997].

¹¹La photosynthèse "favorise" l'incorporation de carbone ¹²C léger par rapport à l'isotope ¹³C plus lourd, ce qui tend à modifier le ratio isotopique ¹³C/¹²C de l'atmosphère

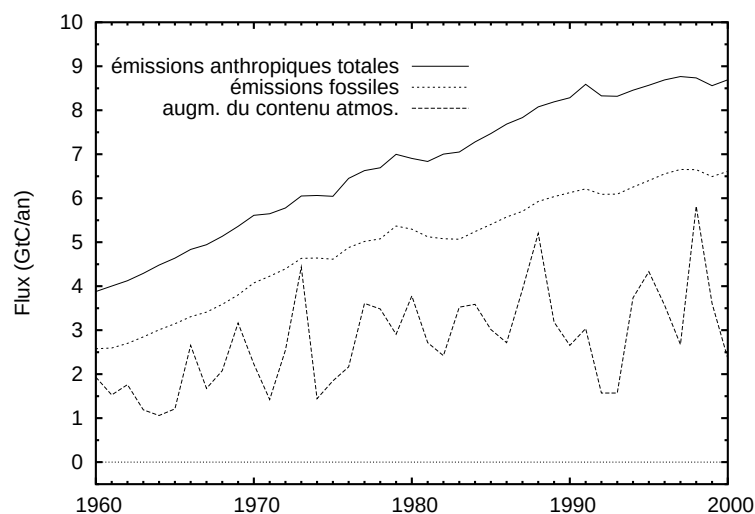


FIG. 1.4: Émissions anthropiques totales de CO₂ incluant les émissions liées au changement d'affectation des terres [Houghton et Hackler, 2003], émissions fossiles de CO₂ [Marland et al., 2002] et taux d'augmentation du CO₂ atmosphérique en GtC/an [Keeling et Whorf, 2003].

le partitionnement des flux nets entre (i) l'atmosphère et la biosphère terrestre d'une part, (ii) l'atmosphère et l'océan d'autre part, avec un bon accord entre ces méthodes. Les principaux flux nets résultants sont reportés Fig. 1.5. Vue de l'atmosphère, les flux (nets) terrestres sont caractérisés par une grande variabilité inter-annuelle que n'a pas le puits net océanique [Bousquet et al., 2000; Battle et al., 2000]. Une telle variabilité du puits terrestre se traduit par une augmentation très irrégulière du contenu atmosphérique de CO₂, relativement à une évolution plus "lisse" du taux des émissions fossiles (Fig. 1.4).

Les mécanismes à l'origine du puits terrestre, ainsi mesuré depuis l'atmosphère, ne sont pas encore totalement élucidés. Les méthodes d'inversion évoquées ci-dessus ont permis d'établir que le puits terrestre est significatif depuis 1930 [Joos et Bruno, 1997]. Certaines méthodes d'inversion, plus sophistiquées, se servant de modèles de transport atmosphérique utilisés de manière inverse, réussissent à déduire la localisation géographique des sources en fonction de séries de concentrations en différents points du globe [Ciais et al., 1995a; Fan et al., 1998]. Ces études montrent que le puits terrestre est

lorsque par ailleurs il existe un excès de flux photosynthétique sur le flux respiré. L'océan, de son côté, ne discrimine que très peu les deux espèces isotopiques lors du transfert, et n'a donc en pratique que peu d'influence sur le ratio isotopique de l'atmosphère. L'étude de l'évolution du ratio isotopique $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de l'atmosphère permet donc d'identifier qui, de l'océan ou des systèmes plante-sol, est responsable du flux absorbé.

localisé principalement dans les hautes latitudes, donc dans des écosystèmes tempérés ou boréaux. La question de la localisation géographique d'un tel puits n'est pas sans importance stratégique, dans un contexte de négociation internationale, comme nous le verrons dans le prochain chapitre. Les principaux déterminants suspectés du puits terrestre sont des processus naturels : la fertilisation par le CO₂ [Friedlingstein et al., 1995; DeLucia et al., 1999], par les dépositions d'azote (liées aux pollutions industrielles par les oxydes d'azotes), ou la variabilité climatique. Récemment des équipes [Houghton, 2003] ont suggéré que la gestion des écosystèmes forestiers pouvait compter pour une bonne partie, certes difficilement quantifiable en raison de données précaires, du puits net terrestre. Ceci étant, la détermination de l'origine exacte des différents processus, et de leurs échelles de temps, est de première importance quant à l'évaluation du futur du cycle du carbone [Schimel, 1998]. Nous y reviendrons au chapitre 4.

Ce tableau introductif étant dressé, il nous faut poser le problème du statut du changement d'affectation des terres à l'intérieur de la question du contrôle du CO₂ atmosphérique. Ceci nécessite de clarifier dès maintenant les termes scientifiques du bilan carbone.

1.2.2 Un cadre comptable global

Le carbone sur Terre est physiquement réparti dans différents réservoirs. Un premier niveau de partitionnement distingue, par volumes décroissants, le réservoir des carbonates, l'océan, la biosphère terrestre, l'atmosphère. Ces réservoirs principaux sont plus ou moins étroitement connectés, les phénomènes de transfert ayant des temps caractéristiques très différents. La conservation du carbone entre les réservoirs atmosphériques C_{atm} , océaniques C_{oc} , terrestres C_{terr} et fossiles¹² s'écrit :

$$\frac{d}{dt} [C_{atm} + C_{oc} + C_{terr} + C_{fos}] = 0 \quad (1.1)$$

Cette équation est valable tant à l'état stationnaire qu'à l'état perturbé du cycle.

1.2.2.1 Sources et puits de carbone

C'est relativement au réservoir atmosphérique que sont définis les termes de source et de puits¹³ :

¹²Dans ce qui suit on considère par abus de langage que le terme fossile se réfère aux CO₂ produit par combustion d'hydrocarbures et par la réaction de calcination ayant lieu lors de la production du ciment ($\text{CaCO}_3 \rightarrow \text{CaO} + \text{CO}_2$), qui revient à extraire du CO₂ provenant du réservoir des carbonates CaCO_3 [Ineris, 2001].

¹³Ces définitions sont valables pour le carbone mais aussi pour tout autre espèce chimique.

Définition 1 (sources et puits de carbone) Une source de carbone est un processus par lequel du carbone entre dans l'atmosphère. Par abus de langage, le terme "source" désigne aussi le flux de carbone associé.

Un puits de carbone est un processus par lequel du carbone sort de l'atmosphère. Par abus de langage, le terme "puits" désigne aussi le flux de carbone associé.

Par convention, dans toute la suite et sauf mention explicite du contraire, un flux est compté positivement lorsque du carbone entre dans l'atmosphère (source nette) et négativement lorsque du carbone est retiré de l'atmosphère (puits net).

1.2.2.2 Equilibre stationnaire du cycle du carbone

Par définition, à l'équilibre stationnaire du cycle, chacun des termes de l'équation ci dessus est nul :

$$\frac{dC_{atm}}{dt} = \frac{dC_{oc}}{dt} = \frac{dC_{terr}}{dt} = \frac{dC_{fos}}{dt} = 0 \quad (1.2)$$

Mais la stabilité du contenu des réservoirs n'implique pas que les flux échangés soient nuls : tout au plus signifie-t-elle que les flux entrants sont égaux aux flux sortants. Cette hypothèse est relativement bien vérifiée pour l'atmosphère pendant une période de 1000 ans avant l'ère industrielle, durant laquelle le contenu atmosphérique est resté constant à 10 ppm près (Fig. 1.2). A l'équilibre pré-industriel du cycle, quelques 90 GtC/an sont ainsi échangées, dans les deux sens, entre l'océan et l'atmosphère, et 120 GtC/an entre la biosphère terrestre et l'atmosphère. Parmi ces dernières, 60 GtC/an sont immédiatement oxydées (respiration des plantes), et 60 GtC/an sont incorporées dans la végétation sous forme de matière organique, celle-ci étant à terme délivrée aux compartiments de litière et des sols (mortalité de la végétation) puis *in fine* retournée à l'atmosphère (oxydation de la matière organique du sol), comme montré Fig. 1.5.

Chaque année, entre un quart et un tiers du *total* du contenu atmosphérique en CO₂ est donc dirigé, par différents processus, vers d'autres réservoirs, et en retour, une quantité équivalente provenant de ces réservoirs revient, par d'autres processus, à l'atmosphère, après avoir transité dans ces réservoirs, entre quelques heures (respiration des plantes), plusieurs années (cycle plante-sol) ou plusieurs décennies (transport océanique). Le CO₂ atmosphérique présente donc une vitesse de renouvellement extrêmement rapide, même à l'état stationnaire : typiquement, en cinq ans, toutes les molécules de CO₂ de l'atmosphère ont été "recyclées", étant dirigées dans d'autres réservoirs. Voyons maintenant comment s'exprime le régime perturbé (par les émissions anthropiques fossiles et par celles liées au changement d'affectation des terres) du cycle du carbone.

1.2.2.3 Etat perturbé du cycle du carbone

Réservoir fossile En régime perturbé, aux échelles de temps qui nous intéressent, l'évolution du réservoir fossile est fixée par le taux d'émission $E_{fos}(t)$.

$$\frac{dC_{fos}}{dt} = -E_{fos}(t) \quad (1.3)$$

Réservoir terrestre L'évolution du réservoir terrestre C_{terr} nécessite de distinguer deux catégories de flux nets air-terre :

- d'une part, un flux net vers l'atmosphère $E_{lu}(t)$ comptant pour les émissions nettes de CO₂ *sur les terres subissant l'influence de l'activité humaine* : usage des terres et changement d'usage des terres. Ces flux nets peuvent être des sources (alors par convention $E_{lu} > 0$) ou des puits (alors, par convention, $E_{lu} < 0$),
- d'autre part, les flux vers l'atmosphère S_{terr} prenant place sur les écosystèmes non anthropisés, sous l'effet de différents mécanismes "naturels" évoqués page 38. Nous avons vu que ce flux est un puits à l'heure actuelle ($S_{terr} < 0$ par convention).

Au total, en négligeant les échanges entre les écosystèmes terrestres et l'océan, via les rivières (écoulement), le bilan du réservoir continental s'écrit :

$$\frac{dC_{terr}}{dt} = -E_{lu}(t) - S_{terr}(t) \quad (1.4)$$

Océan En régime perturbé, en négligeant là aussi les flux entre l'océan et les carbonates sédimentés, ainsi que le flux d'écoulement provenant de la biosphère terrestre par les rivières, le flux net mer → air f_{ma} détermine l'évolution du réservoir océanique.

$$\frac{dC_{oc}}{dt} = -f_{ma}(t) \quad (1.5)$$

Nous avons vu que, sur la période 1850-1990, en moyenne, l'océan s'est comporté comme un puits de carbone, soit $f_{ma} < 0$.

Atmosphère La conservation du carbone donne, *en régime perturbé*, l'évolution du réservoir atmosphérique, où les termes de droite sont positifs par convention si les flux associés sont des sources :

$$\frac{dC_{atm}}{dt} = E_{fos}(t) + E_{lu}(t) + S_{terr}(t) + f_{ma}(t) \quad (1.6)$$

La Table 1.1 donne le cumul des flux nets entre les principaux réservoirs pour la période historique ainsi que les valeurs moyennes actuelles. De 1850 à

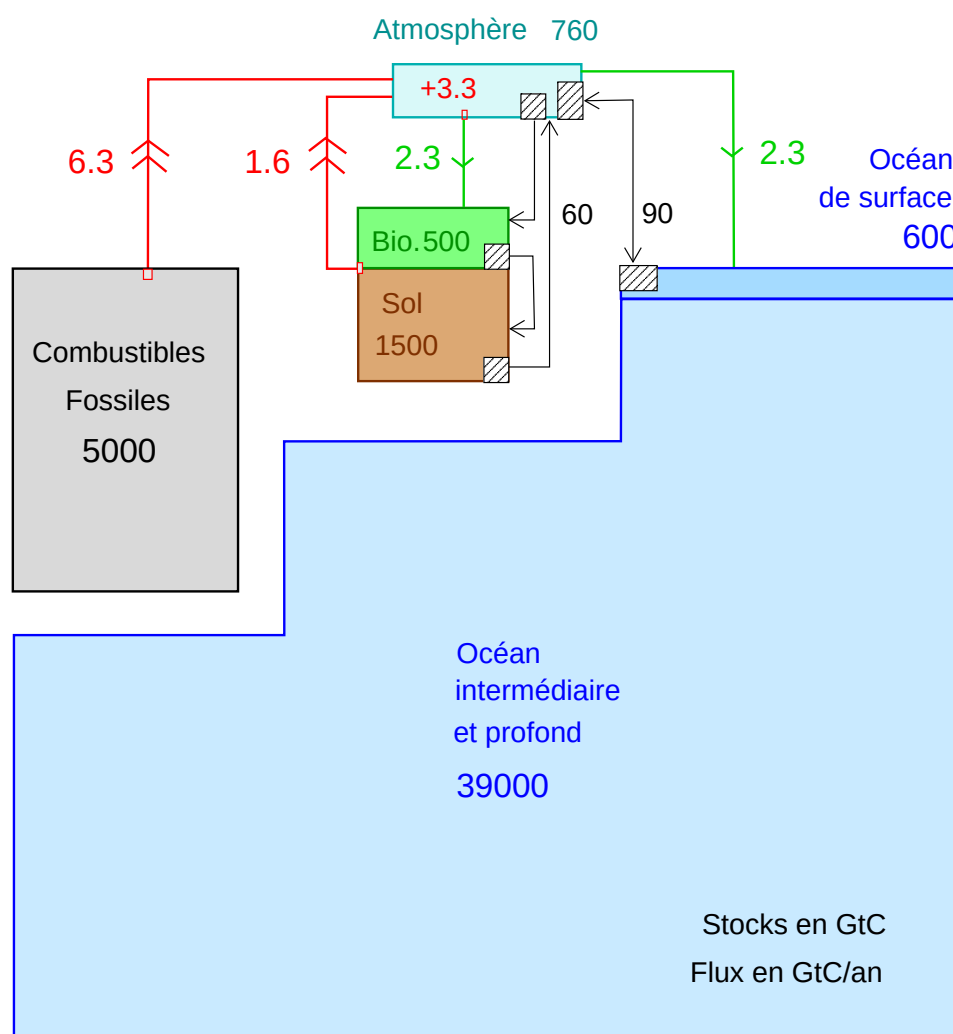


FIG. 1.5: Représentation schématique du cycle global du carbone. Unités : stocks en GtC, flux en GtC/an (moyenne annuelle 1989-1998). Les réservoirs sont représentés proportionnellement à leur contenu, ainsi que les volumes sortant de chaque réservoir annuellement (flux annuels en grisé). Les doubles flèches signalent les flux liés à l'activité de l'homme : émissions fossiles et changement d'usage des terres. Le cycle géologique du carbone n'est pas représenté, ni le réservoir de carbone des sédiments marins séquestrant du carbone sous forme oxydée CaCO_3 : ces bancs de roche calcaire stockent 20×10^6 GtC, avec une rotation typique de l'ordre de 100 millions d'années, pour des flux d'équilibre annuels estimés à 0,2 GtC/an [Chassefière, 1997]. Malgré l'énormité de ce stock calcaire (à l'échelle de la figure, ce réservoir remplirait plus de 150 pages!), les flux qui y sont rattachés peuvent être considérés équilibrés (hormis ceux liés à la production de ciment) aux échelles de temps considérées ici (approx. 100 ans).

	<i>Cumul</i> <i>1850-1998</i> <i>(GtC)</i>	<i>Moyenne</i> <i>1980-1989</i> <i>(GtC/an)</i>
Augmentation du CO ₂ atmos.	176 ± 10	3,3 ± 0,1
Emissions fossiles	270 ± 30	5,4 ± 0,3
Puits océanique	-120 ± 50	-1,9 ± 0,6
Source nette terrestre	26 ± 60	-0.2 ± 0,7
<i>répartie comme suit</i>		
Changement d'usage des terres	136 ± 55	1,7 (0,6 à 2,5)
Puits terrestre	-110 ± 80	-1,9 (-3,8 à +0,3)

TAB. 1.1: Bilan carbone cumulé (1850-1998, unité : GtC) et flux moyens (unité : GtC/an) pour la décennie 1980-1989 selon les estimations de l'IPCC-TAR. Convention : les sources sont positives et les puits sont négatifs.

1998, la combustion d'hydrocarbures et la production de ciment ont conduit à l'émission cumulée de 270 ± 30 GtC [Marland et al., 2002], en provenance de réservoirs pouvant être considérées comme inertes (exogènes, sans réaction par rapport à l'ensemble du cycle du carbone durant les échelles de temps considérées : centaines voire milliers d'années). Durant cette période, l'atmosphère gagnait 176 ± 10 GtC [Keeling et Whorf, 2003], tandis que quelque 120 ± 50 GtC se sont accumulées dans l'océan [Joos et al., 1999a], selon les modèles océaniques. Le puits net terrestre (valeur de S_{terr}) est inféré en dernier afin de boucler le bilan carbone, étant donné que les autres termes (lignes 1 à 5, Tab. 1.1) sont déterminés par ailleurs.

1.2.3 Echanges terre/air

1.2.3.1 Processus naturels de transfert et flux associés

Différents processus sont à l'origine du transfert de carbone entre les principaux réservoirs, dont les principaux sont la photosynthèse, la respiration (autotrophe) des plantes, et la respiration (hétérotrophe) du sol et des réservoirs de litière [Schulze et al., 2000]. A ces processus naturels s'ajoute l'action de l'homme, via les changements d'usages des terres et la création de réservoirs produits de différentes durée de vie (cultures agricoles, produits du bois).

Commençons par définir, par valeurs décroissantes, les principaux *flux* de carbone dans la partie continentale du cycle, tels qu'ils sont également reportés Fig. 1.6. Les réservoirs concernés ici sont : la biomasse aérienne et souterraine des plantes, la litière, les réservoirs de carbone du sol, les produits du bois.

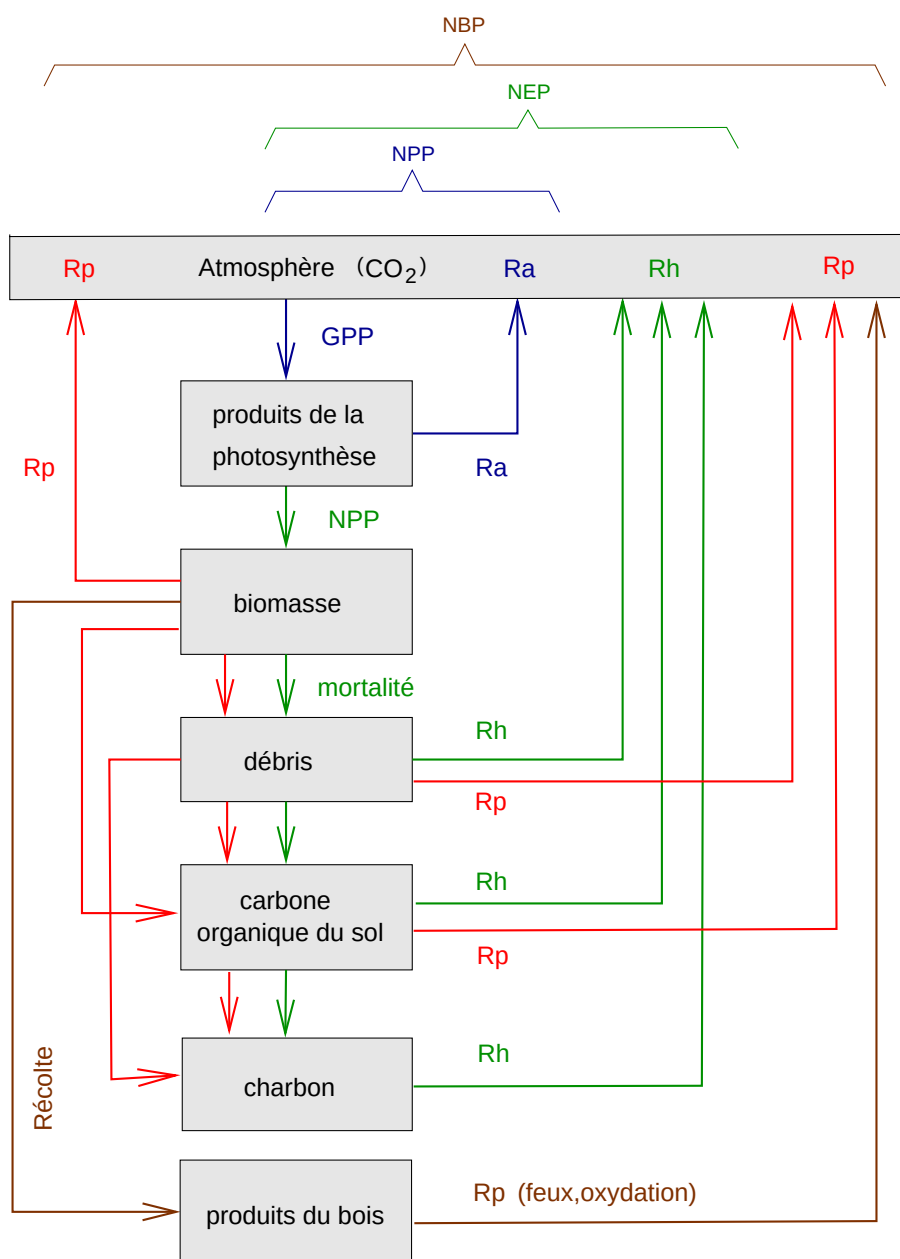


FIG. 1.6: Représentation schématique de la partie "terrestre" du cycle du carbone. Les flèches représentent les flux, les boîtes représentent les stocks. Notations : NPP = productivité primaire nette, NEP = productivité nette de l'écosystème, NBP = productivité nette du biome, R_a = respiration autotrophe, R_h = respiration hétérotrophe.

Définition 2 (Productivité primaire brute) On appelle *productivité primaire brute* (ou gross primary productivity, *GPP*) le flux de carbone entrant dans les plantes via la photosynthèse.

Définition 3 (Productivité primaire nette) On appelle *productivité primaire nette* (ou net primary productivity, *NPP*) la différence entre la productivité primaire brute *GPP* et le flux de respiration autotrophe des plantes R_a :

$$NPP = GPP - R_a \quad (1.7)$$

Le flux de *NPP* est entièrement dirigé vers le réservoir de biomasse (aérienne et souterraine).

Définition 4 (Productivité nette de l'écosystème) On appelle *productivité nette de l'écosystème* (ou net ecosystem productivity, *NEP*) la différence entre la productivité primaire nette *NPP* et le flux de respiration hétérotrophe du sol et des réservoirs de litière R_h :

$$NEP = NPP - R_h \quad (1.8)$$

La variation du stock de carbone dans un écosystème, *hors effets des perturbations et des feux, ou de l'action directe de l'homme*, est égal à l'intégrale de la *NEP* sur la période considérée. La *NEP* indique donc, pour un biome donné, *hors perturbations naturelles ou humaines*, sa faculté à accumuler du carbone initialement présent dans l'atmosphère.

La *NEP* n'est donc pas égale au flux net "effectif" entre l'atmosphère et un certain écosystème. Ce flux doit intégrer, le cas échéant, des perturbations d'origine anthropique ou naturelle sur les stocks de carbone de la végétation et des sols. Le bilan de ces perturbations est intégré dans la *NBP* (productivité nette du biome), qui est donc égale au flux net air → terre, une fois tous les processus pris en compte.

Définition 5 (Productivité nette du biome) On appelle *productivité nette du biome* (net biome productivity, *NBP*) la différence entre la productivité nette de l'écosystème et les pertes de carbone R_p liées à des perturbations stochastiques (*p. ex. feux*), et/ou à l'oxydation des produits du bois :

$$NBP = NEP - R_p \quad (1.9)$$

La *NBP* est égale au transfert net depuis l'atmosphère vers les écosystèmes terrestres. Par convention, la *NBP* est positive (resp. négative) lorsque les stocks terrestres concernés augmentent (resp. diminuent).

La *NBP* est donc la variable pertinente pour étudier la séquestration de carbone dans les écosystèmes, mais son évaluation, comme nous venons de le voir, implique une description appropriée des autres termes en amont :

flux	ordre de grandeur (GtC/an)
<i>GPP</i>	~ 120
<i>R_a</i>	~ 60
<i>NPP</i>	~ 60
<i>R_h</i>	~ 50
<i>NEP</i>	~ 10
<i>R_p</i>	~ 10
<i>NBP</i>	$\sim \pm 1$

TAB. 1.2: Ordre de grandeur des principaux flux entre réservoirs terrestres et l'atmosphère à l'échelle du globe. Unité : GtC/an. Conventions : *GPP*, *NPP*, *NEP*, *NBP* : valeurs positives $\Leftrightarrow$ flux *depuis* l'atmosphère (puits). *R_a*, *R_h*, *R_p* : valeurs positives $\Leftrightarrow$ flux *vers* l'atmosphère (sources).

NPP, *R_a*, *R_h*, *R_p*. La distinction entre *NPP*, *NEP*, *NBP* est particulièrement importante : seule la dernière variable impacte réellement le contenu atmosphérique, mais son suivi *in situ* est difficile, et si les autres variables sont plus accessibles, la *NBP* ne leur est que peu corrélée [Ciais et al., 2004]. Au niveau du globe, son ordre de grandeur est de ± 1 GtC/an (Tab. 1.2), mais ce flux présente, par essence, une grande variabilité, tant interannuelle que géographique. Ainsi, un écosystème peu productif (*NEP* faible) peut présenter une *NBP* significative, par exemple s'il est peu perturbé par l'homme, ou au contraire si l'homme préserve volontairement les stocks de carbone sur cet écosystème (lutte contre les feux par exemple). Un tel écosystème est alors un puits net de carbone. A l'inverse, des écosystèmes très productifs peuvent être soumis à des feux périodiques ou à un usage anthropique intensif, avec pour conséquence de présenter une *NBP* très faible, voire négative (source). Au niveau local, la *NBP* par unité de surface dépend fortement du biome considéré, et de l'influence de l'homme : la *NBP* peut ainsi varier entre une source de 12 tC/ha/an – valeur extrême pour certaines prairies gérées de la zone tempérée, à un puits de 15 tC/ha/an – valeur extrême pour certaines forêts tempérées [WBGU, 1998, Tab. 4, p. 47].

1.2.3.2 Flux de carbone lié au changement d'usage des terres

Le schéma théorique des flux de carbone entre réservoirs terrestres, représenté Fig. 1.6, est valable intégré sur le globe, mais aussi à l'échelle d'une unité de surface quelconque, en faisant l'approximation qu'il n'y a pas de flux horizontaux directs de carbone¹⁴. Le flux net de l'atmosphère vers une

¹⁴Les flux dirigés vers les réservoirs de produits du bois ou ceux liés aux récoltes agricoles entrent dans la catégorie des flux horizontaux, dans la mesure où l'oxydation de ces réservoirs se fait ailleurs que dans la forêt ou la terre agricole ayant servi à la production de la récolte. Mais le bilan de ces réservoirs produits peut très bien être *rattaché* à la surface

telle surface est, par définition, égal à la NBP.

On suppose que l'on peut effectuer le partitionnement suivant des surfaces terrestres :

- les surfaces non touchées par l'homme (vierges),
- les surfaces “en transition” d'un usage et/ou biome particulier vers un autre suite à l'action de l'homme,
- les écosystèmes utilisés par l'homme, mais n'appartenant pas à la classe précédente.

Sur chacune de ces surfaces un schéma du type de celui de la Fig. 1.6 est ainsi valable. On définit alors les flux de carbone liés au changement d'usage des terres de la façon suivante :

Définition 6 (flux nets de carbone liés au changement d'usage des terres) *Par définition, le flux net de carbone $E_{lu}(S_p, t)$ lié à un (ou une suite de) changement(s) d'usage des terres est égal à la NBP intégrée sur les parcelles S_p en état de transition du fait de ce(s) changement(s).*

$$\begin{aligned} E_{lu}(S_p, t) &= \int_{S_p} NBP(s, t) \, ds \\ &= \int_{S_p} [NPP(s, t) - R_a(s, t) - R_h(s, t) - R_p(s, t)] \, ds \end{aligned} \quad (1.10)$$

Intégrés à l'échelle du globe, les flux *nets* liés au changement d'affectation des terres sont de l'ordre de 2 GtC/an actuellement¹⁵. L'homme est capable d'exercer un contrôle sur chacun des termes S_p , NPP , R_a , R_h , R_p : le flux net lié au changement d'usage des terres (NBP) résulte donc potentiellement tant d'un changement de la quantité S_p de terres S_p affectées, du flux de perturbation R_p sur ces surfaces, que, de manière intermédiaire, d'un changement de la NEP ou même de la NPP liés aux caractéristiques biophysiques des biomes délibérément mis en place.

Une telle définition des flux de carbone liés aux changements d'affectation des terres, basée sur un *partitionnement des surfaces*, a été initialement adoptée par *Houghton et al.* [1983], et est devenue “standard” [*Enting et al.*, 1994, p.9]. Toutefois, les flux sur de telles surfaces en transition du fait d'une

dont ils sont issus. Une telle nomenclature faisant apparaître un flux de produits du bois par hectare sera utilisée chap 3.

¹⁵De tels flux *globaux ou régionaux* sont en fait *doublement* nets, en deux sens souvent confondus dans la littérature : (i) sur chaque unité de surface ils résultent d'un calcul net (soustraction des flux de respiration et d'oxydation aux flux de NPP). Apparaissent ainsi des zones *où est perdu* du carbone, et d'autres en récupération, où la végétation repousse et le stock du sol augmente. (ii) L'intégration au niveau régional ou global de ces flux nets conduit à nouveau à faire un bilan de zones “sources” (les terres perdant du carbone) et de zones “puits” où il y a récupération. Au total, la source “brute” liée à l'usage des terres (somme des flux sur les terres *perdant* du carbone à cause de l'homme) compte pour près du double de la source nette [*Houghton*, 2003].

intervention humaine (par ex. des plantations forestières), sont aussi contrôlés par des facteurs non liés directement à l'action de l'homme, (fertilisation par le CO_2 , facteurs climatiques, fertilisation par les dépositions d'azote), susceptibles d'affecter tant la NPP , que les termes de respiration (R_a , R_h , R_p), et par conséquent bilan net de carbone (NBP) sur ces terres en transition. Ceci pose le problème scientifique (et l'exigence politique, comme nous le verrons au chapitre 2) de la séparation de la part de l'homme et de celle de la nature dans les flux "liés à l'usage des terres".

1.2.4 Echanges air/mer

Il est hors de notre propos de revenir en détail sur la partie océanique du cycle du carbone. Cependant, l'océan est le principal réservoir de CO_2 , contenant 50 fois plus de carbone que l'atmosphère, et détermine, à l'échelle de la centaine d'années ou du millénaire, la concentration de CO_2 atmosphérique. Ceci rend incontournable l'inclusion d'une représentation du flux net air-mer dans tout modèle du cycle global du carbone, y compris celui que nous présenterons au chapitre 4.

Nous avons vu que, depuis 1850, l'océan s'est comporté comme un puits de carbone. Actuellement, l'ordre de grandeur du flux net air-mer, intégré sur tous les océans, est de 2 GtC/an (voir Tab. 1.1). Ce flux net résulte d'une absorption dans les mers froides des hautes latitudes (pour lesquelles la solubilité du CO_2 est plus grande) et d'un relarguage (après transport par les courants marins) dans les mers tropicales, plus chaudes et moins salées. Les deux flux "bruts" sont de l'ordre de 90 GtC/an, soit presque deux ordres de grandeurs supérieurs au flux net.

Le flux net air-océan est du :

- à court terme, au transfert diffusif de CO_2 depuis l'atmosphère vers l'océan de surface. Dans la couche de surface de l'océan, le CO_2 est présent sous trois formes chimiques en équilibre¹⁶ quasi-instantané : $\text{CO}_{2,aq}$, HCO_3^- et CO_3^{2-} . Le flux net air-mer par unité de surface est localement proportionnel (loi de Henry) à la différence de pression partielle du CO_2 entre l'air ($p\text{CO}_{2,atm}$) et les eaux superficielles ($p\text{CO}_{2,aq}$) :

$$f_{am} = k_g(p\text{CO}_{2,atm} - p\text{CO}_{2,aq}) \quad (1.13)$$

A l'équilibre, notamment à l'ère pré-industrielle, $f_{am} = 0$.

- à plus long terme, au transport des espèces dissoutes, depuis la couche de surface vers l'océan profond. Ce transport physique, limitant à long

¹⁶Les équilibres chimiques suivants ont lieu entre les trois espèces :



terme, permet de maintenir le gradient de surface entre $p\text{CO}_{2,atm}$ et $p\text{CO}_{2,aq}$, et donc de renouveler la capacité de la couche de surface à accepter du CO_2 atmosphérique. Sans le transport vers l'océan profond, on atteindrait en effet très vite l'équilibre de la couche de surface ($p\text{CO}_{2,atm} = p\text{CO}_{2,aq}$) et donc un puits net océanique nul comme à l'état pré-industriel.

Dès lors que les concentrations atmosphériques de CO_2 dépassent de 50% le taux préindustriel, l'océan a un comportement non linéaire [Joos *et al.*, 1996], principalement du aux non-linéarités de l'équilibre chimique touchant les espèces dissoutes du CO_2 dans l'océan. En effet, à l'équilibre préindustriel de l'océan, les espèces $\text{CO}_{2,aq}$, HCO_3^- et CO_3^{2-} sont présentes dans leurs proportions d'équilibre, soit 1%, 91% et 8% respectivement. Tant que le CO_2 atmosphérique et la concentration des espèces dans la couche de surface restent proches de leurs valeurs préindustrielles, ces proportions ne varient pas beaucoup : alors, dans ces conditions, pour 100 molécules de CO_2 entrant dans l'océan, il n'en reste très vite plus qu'une sous forme aqueuse $\text{CO}_{2,aq}$, ce qui permet de maintenir un gradient ($p\text{CO}_{2,atm} - p\text{CO}_{2,aq}$) important si par ailleurs $p\text{CO}_{2,atm}$ augmente. Malheureusement, la chimie des carbonates fait que cet équilibre chimique est modifié quand la charge totale en carbone inorganique dissous ($\Sigma\text{CO}_2 = \text{CO}_{2,aq} + \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) augmente. En effet, le facteur tampon, défini comme le ratio $\Delta\text{CO}_{2,aq}/\Delta\Sigma\text{CO}_2$, augmente avec ΣCO_2 ¹⁷. Donc, toute augmentation de ΣCO_2 due à une augmentation du taux de CO_2 atmosphérique conduit à ce qu'une plus grande proportion du CO_2 absorbé reste sous la forme $\text{CO}_{2,aq}$, ce qui limite l'efficacité du transfert diffusif pour des hautes concentrations de CO_2 dans la couche superficielle de l'océan, même lorsque le CO_2 atmosphérique est encore plus élevé.

Parallèlement à ces flux de carbone inorganique, du carbone existe sous forme organique dans les océans (phytoplancton, zooplancton, organismes marins). Dans l'hypothèse où ces processus sont constants, on considère que ceux-ci ne perturbent pas le cycle du carbone océanique [Enting *et al.*, 1994, p.25].

1.3 Ecosystèmes terrestres et modélisation intégrée du changement climatique

1.3.1 Objectifs et approches de la modélisation intégrée

Ayant posé le problème climatique dans ses bases physiques (sections 1 et 2), voyons maintenant comment il s'insère dans une chaîne causale allant

¹⁷Le facteur tampon augmente aussi avec la température, ce qui constitue une rétroaction du climat sur le cycle du carbone : si la température augmente, l'océan est moins efficace à absorber un excès de CO_2 atmosphérique.

du contrôle anthropique sur la machine climatique, à l'action du climat sur les systèmes sociaux et économiques. C'est l'objet précis de la modélisation intégrée que de s'intéresser à l'ensemble de la chaîne de causalité du changement climatique, allant des systèmes économiques et techniques causant les émissions, à l'évaluation des impacts et des dommages climatiques, en passant par la chimie du carbone et la réponse du système climatique (Fig. 1.7). Une telle démarche part donc de la sphère économique, pour y revenir *via* les dommages.

Les questions posées le long de la boucle de modélisation intégrée sont :

1. quels sont les scénarios possibles de développement économique et d'émissions de gaz à effet de serre ?
2. quel va être le niveau de CO₂ atmosphérique résultant dans les prochaines décennies ?
3. quelles conséquences climatiques cela va-t-il entraîner ?
4. quels seront les impacts physiques et les dommages économiques du réchauffement climatique ?

Ces quatre questions en entraînent une cinquième, dont la modélisation intégrée vise à éclaircir les termes : comment nous comporter face à la menace du changement climatique ? Quelles stratégies de mitigation faut-il mettre en œuvre, et quand, pour limiter les dommages potentiels ? Faut-il plutôt laisser dériver les émissions anthropiques et s'adapter aux impacts ?

Différents outils peuvent alors être mis en place : modèles de simulation dont l'objectif est d'étudier le comportement de l'ensemble du système forcé par des commandes anthropiques, modèles de viabilité (*safe-landing*, *tolerable windows* [Petschel-Held et al., 1999], *bounded cost*) dont l'objectif est de déterminer l'ensemble des commandes qui permettent de garder le système à l'intérieur de certaines limites prédéfinies, modèles d'optimisation (coût-efficacité, coût-bénéfice, *minimax regret*, *maximin gain*, *minimax loss*) dont l'objectif est de déterminer les commandes qui maximisent un certain objectif exprimé quantitativement. Une telle catégorisation des approches ramène certes à des choix techniques, et à des arbitrages entre temps de travail (et de calcul) et degré de pertinence de la réponse. Mais elle renvoie aussi à des attitudes différentes face aux dommages climatiques dans un contexte de grande incertitude [Ambrosi et al., 2003]. Aussi, les modèles construits dans ce travail de thèse appartiennent tour à tour au domaine des modèles de simulation (Chap. 4, 5, 6), à celui des modèles d'optimisation de type coût-efficacité (Chap. 6 également), et coût-bénéfice (Chap. 8 et 9).

D'un point de vue strictement méthodologique, un point central est que les calculs d'optimisation mobilisant l'ensemble de la chaîne causale du changement climatique ne peuvent pas, à l'heure actuelle, faire intervenir les modèles les plus sophistiqués de chaque maillon, qui, individuellement, et en simulation pure, exploitent souvent déjà la pointe des capacités de calcul

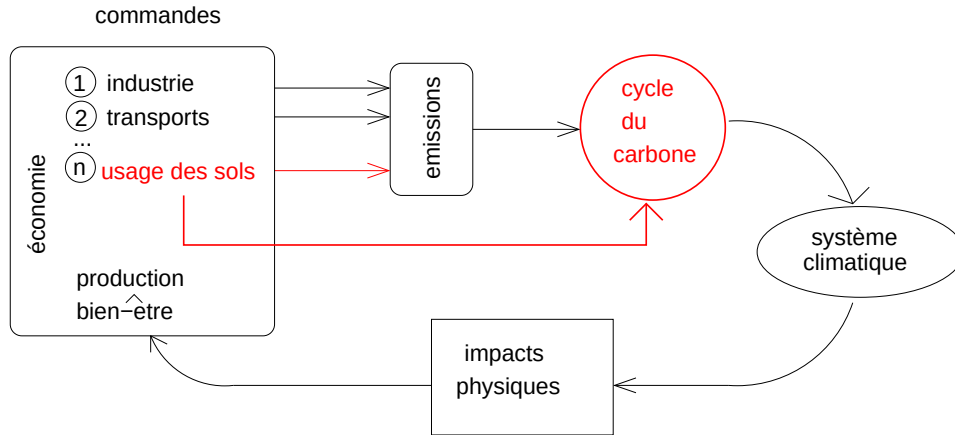


FIG. 1.7: Représentation schématique de la boucle causale de modélisation intégrée. Le cas des usages des terres est particulier car il génère des émissions, mais impacte aussi le fonctionnement du cycle du carbone par une modification de la couverture végétale, comme nous le verrons Chap. 5.

disponibles. C'est vrai tant pour les modèles à point de grille du cycle du carbone [Meyer *et al.*, 1999], que pour les modèles climatiques de circulation générale (GCMs). C'est aussi valable pour les modèles de croissance économique chargés de la prospective des trajectoires régionales de production et de demande. On a alors recours à des “formes réduites” de ces grands modèles, pour tous les maillons de la chaîne (représentés Fig. 1.7), mais qui doivent néanmoins capter les principales interactions et rétroactions entre ceux-ci, ce qui pose le problème de la sélection des schémas théoriques.

1.3.2 Le problème de la sélection des schémas théoriques

Le cycle du carbone est un des maillons intégrateurs de cette chaîne de modélisation : le problème du changement climatique se résume en première approximation au contrôle d'une unique variable scalaire : le taux de CO₂ atmosphérique¹⁸. La précision de l'évaluation du bilan carbone futur est de première importance pour déterminer la pression qui pèse sur le secteur énergétique, puisqu'elle détermine les émissions compatibles pour atteindre une cible de concentration donnée, objectif ultime de la convention climat (voir Chap. 2). Or, un des défis posés aux physiciens est d'évaluer le budget carbone dans un domaine climatique inexploré, dans lequel la réponse

¹⁸Le CO₂ se mélange en quelques semaines dans l'atmosphère : c'est ce qui permet de dire que le problème est global et que les conséquences climatiques sont les mêmes, quel que soit le point du globe où le CO₂ est émis. Certes, il existe des variations locales des concentrations de CO₂, en fonction des distributions des sources et des puits, mais que le transport atmosphérique tend à égaliser.

des différents processus, à différentes échelles, est mal connue. Se pose donc le problème de la précision des modèles, et plus encore de ceux qui, “compacts”, sont utilisés dans des calculs qui aboutissent à la caractérisation de trajectoires économiques “optimales”.

Depuis le travail pionnier de *Nordhaus* [1977, 1982], les analyses économiques *via* des modèles d’évaluation intégrée [*Lecocq*, 2000] ont été conduites à l’aide de modèles très simples pour ce qui est de la réponse du compartiment atmosphérique aux émissions fossiles. Le schéma adopté jusqu’ici dans de tels modèles est le suivant :

$$\frac{d}{dt}[\Delta C_{atm}](t) = \alpha (E_{lu}(t) + E_{fos}(t)) - \frac{1}{\theta} \Delta C_{atm}(t) \quad (1.14)$$

où $E_{lu}(t)$ et $E_{fos}(t)$ sont définis dans la section précédente, et ΔC_{atm} représente la différence de contenu atmosphérique par rapport à l’état pré-industriel, et où $\alpha = 0,64$ et $\theta = 120$ ans¹⁹. Il est immédiat qu’un tel modèle viole certaines lois physiques élémentaires concernant la réponse du cycle du carbone. En effet, un tel cadre fait apparaître des puits nets de carbone, non explicitement spécifiés, dont la force est égale à $(1 - \alpha)E + \Delta C/\theta$. Cette relation n’est pas satisfaisante pour deux raisons.

Tout d’abord, il n’existe aucun mécanisme physique créant un “abattement” instantané (paramètre α) des émissions anthropiques. De plus, et en conséquence, une telle hypothèse implique que tout objectif de stabilisation des *concentrations* atmosphériques à un niveau ΔC_{stab} puisse être atteint en stabilisant les *émissions* à un niveau $\frac{\Delta C_{stab}}{\alpha\theta}$, un résultat en contradiction avec le comportement élémentaire du cycle du carbone qui impose *d’annuler* les émissions pour *stabiliser* les concentrations.

Ensuite, en addition à cet “abattement à la base”, ce modèle adopte une relation linéaire liant la force des puits à l’excès de carbone atmosphérique. Cette hypothèse peut sembler réaliste au premier ordre, mais nous avons vu qu’elle n’était pas valable pour des concentrations élevées en raison des non-linéarités du comportement de l’océan (voir page 48). Nous montrerons aussi (Chap. 5) qu’elle est structurellement remise en cause par le rôle de la biosphère continentale et par l’action de l’homme sur les écosystèmes terrestres.

On comprend bien, dès lors, que l’adoption d’un tel schéma se traduit par des biais importants dans les conclusions économiques qui en dériveraient, en permettant des niveaux d’émissions trop élevés, comme montré Fig. 1.8.

¹⁹La quantité θ est homogène à un temps de résidence de l’excès de carbone dans le réservoir atmosphérique [*Bolin et Rodhe*, 1973]. Ce calibrage donne un temps de demi-vie de cet excès (le temps pour qu’il atteigne, en relaxant, la moitié de sa valeur) de 29 ans. Même si ce temps de demi-vie est en bon accord avec la littérature, qui l’évalue en moyenne à 31 ans [*Moore et Braswell*, 1994], nous verrons qu’en fait la forme analytique de Nordhaus est mal ajustée en ce qui concerne le régime permanent (émissions constantes) à long terme.

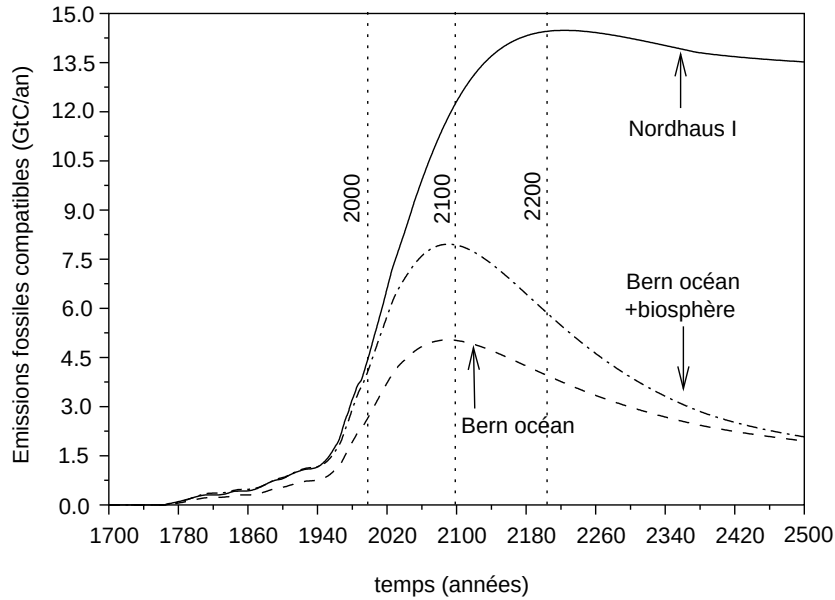


FIG. 1.8: Emissions fossiles compatibles avec une trajectoire prescrite (non représentée) de stabilisation des concentrations de CO₂ atmosphérique à 1000 ppmv. Sont comparées les trajectoires d'émissions dérivées de la représentation de *Nordhaus* [1994] et de celle du modèle de Berne [Joos *et al.*, 1996], en version océan seul, et océan + biosphère, utilisé dans les simulations de l'*IPCC* [1996, 2001]. Dans le cadre d'un scénario de stabilisation, la fonction puits de carbone de la biosphère continentale, égale à la différence entre les courbes Berne (océan + biosphère) et Berne (océan), est au plus transitoire. Nous y reviendrons au chapitre 5.

Le jeu croisé liant hypothèses sur le cycle du carbone et hypothèses économiques a été initialement quantifié par Joos *et al.* [1999b], dont les travaux ont montré que la substitution, à l'intérieur d'un même schéma économique, du modèle de *Nordhaus* [1994] par le modèle réduit d'océan de Berne [Joos *et al.*, 1996], avait un impact, en termes de trajectoires d'émissions optimales, similaire à celui d'une variation très significative de 3 points du taux d'actualisation économique.

Sur quels principes se baser, dès lors, pour sélectionner et valider des schémas théoriques ? La communauté des modélisateurs du cycle global du carbone ne peut, de manière évidente et contrairement à d'autres sciences, mettre en œuvre des séries de protocoles expérimentaux.^{20,21} Etant donné

²⁰Cela est possible au niveau local, avec de grandes difficultés, comme dans les projets de fertilisation par le CO₂ où une parcelle de forêt est artificiellement confrontée à une atmosphère à 2×CO₂. Mais au niveau global, c'est par essence impossible.

²¹De manière intéressante, le statut des sciences de l'environnement est donc proche de celui des sciences économiques, puisque toutes deux sont contraintes d'élaborer leurs théories sans bénéficier de la liberté totale d'inventer de tels protocoles expérimentaux.

ces contraintes méthodologiques, deux principes *nécessaires* émergent, pour garantir la validité des modèles [Enting et al., 1994, p. 16] :

- les termes des équations du modèle doivent être cohérents avec les observations passées (principe de cohérence),
- il doit y avoir continuité entre les processus passés et futurs : les équilibres futurs doivent être atteints en utilisant les mêmes processus que dans le passé (principe de continuité).

Hélas, même si ces principes *a minima* sont respectés, rien ne garantit que le modèle sera apte à prédire raisonnablement le futur. Cette limitation intrinsèque de la modélisation est valable tant pour des modèles “compacts”, qui calibrent le comportement futur du cycle du carbone sur un comportement moyen observé dans le passé, que pour les modèles “détaillés” basés sur des processus, car des phénomènes nouveaux pourraient bien émerger qui n’étaient pas (et n’avaient pas besoin) d’être pris en compte pour reproduire les données passées.

Une telle constatation est particulièrement pessimiste puisqu’elle implique qu’il n’y a “*aucun moyen rapide de valider les prédictions à long terme de modèles du cycle global du carbone*” [Lam, 1998]. Comment donc s’en sortir ? De manière logique, par l’anticipation et la modélisation des phénomènes significatifs qui prendront place au XXI^{ème} siècle, et en pratique, par l’adoption d’une échelle de modélisation toujours plus fine pour capter l’ensemble des phénomènes. Ce principe de “bon-sens” trouve son illustration dans la Fig. 1.8 : les modèles de Nordhaus [1994] et de Joos et al. [1996] sont tous deux capables de reproduire le passé sur lequel ils sont calibrés, mais, présentent des réponses très différentes pour un même scénario futur, en raison de leur grande différence structurelle. Il faut alors examiner la physique des modèles pour s’avancer sur leur éventuelle supériorité.

Cette nécessité de “descendre” dans les échelles, pour avoir une chance d’être dans le vrai, se heurte aux contraintes techniques de “compacité” qui s’imposent à la modélisation intégrée. Ce conflit ne fait que renforcer la nécessité pour les économistes, chargés, sans pouvoir attendre, du calcul coût-efficacité (Fig. 1.7), de choisir les “bonnes” formes réduites des modèles physiques, en espérant qu’ils soient assez fidèles à l’état de l’art des connaissances tels qu’il est géré par les modèles “complets”. Tâche à priori impossible ? Notre effort de modélisation s’inscrit néanmoins dans cette philosophie, pour la modélisation de la réponse-carbone des écosystèmes terrestres (Chap. 4), d’autres ayant déjà tracé la route pour la réponse de l’océan [Joos et al., 1996].

1.3.3 Modélisation intégrée et décision sous incertitudes

La modélisation intégrée part de – et aboutit à – la sphère économique, qui intègre tant les contrôles sur le système, que les critères d’évaluation

(Fig. 1.7). Le défi posé à la science économique est très particulier, pour les raisons suivantes.

Tout d'abord, de fortes *incertitudes* existent sur le comportement de chaque maillon : volume futur d'émissions, coûts de mitigation, réponse atmosphérique, réponse climatique, impacts physiques locaux et régionaux, dommages économiques. Chaque maillon présente une réponse incertaine : parmi ceux-ci, l'étendue des impacts physiques en réponse à une hausse des températures est moins bien connue que la réponse du climat à une hausse du CO₂, elle-même moins bien connue que le lien émissions-concentrations (cycle du carbone). Par exemple, la sensibilité du climat à une hausse de la teneur en CO₂ de l'atmosphère n'est connue qu'à un facteur 3 près [Caldeira et al., 2003; Forest et al., 2002], sans présumer de l'apparition potentielle de surprises climatiques²². Toutes ces incertitudes, plus ou moins importantes, s'additionnent le long de cette chaîne, et poussent le calcul coût-bénéfice standard aux limites de son fonctionnement : le lien entre l'action (réduire ou non les émissions ?) et le résultat (quel volume de dommages ?) est très distendu, si bien que le décideur politique, contraint de peser les deux bouts de la chaîne, a l'impression de devoir trancher dans une "*mer d'incertitude*" [Lave, 1992], et est conduit à émettre des doutes sur le bien fondé d'une lutte contre un ennemi invisible, alors que d'autres dépenses seraient bienvenues pour des problèmes plus tangibles, en témoigne l'opinion de Ferry [1992] : "*En jouant sur l'idée d'un risque majeur, on gagne à tout coup, d'autant que nul, ou presque, ne songe que l'argent engagé ne l'est pas ailleurs.*"

Ensuite, la chaîne causale fait apparaître de nombreuses *inerties* : (i) dans le système économique, puisqu'on ne peut changer rapidement de mode de production et de consommation, (ii) au sein même du cycle du carbone, puisque l'excès de CO₂ atmosphérique a une durée de vie de d'ordre du siècle, et (iii) dans le système climatique, car les évolutions de températures ne suivent qu'avec un certain délai celles de l'augmentation de la concentration atmosphérique en gaz à effet de serre. La somme de ces *délais* (à leur tour aussi incertains) entre le système de commandes (émissions fossiles, gestion des terres) et les variables de sortie (impacts physiques), rendent nécessaire l'*anticipation* des dommages potentiels futurs dans la construction de stratégies de mitigation. Bref, à cause de l'inertie des systèmes économiques et climatiques, le risque climatique futur est conditionné par nos actions présentes. Les décennies qui viennent peuvent être déterminantes pour la trajectoire climatique des siècles prochains.

Dans un tel contexte, repousser la question de la mitigation du chan-

²²Comme celle pouvant être liée à l'arrêt de la circulation thermohaline dans l'océan Atlantique Nord. Il est aujourd'hui admis que le fonctionnement des courants dans l'Atlantique Nord présente des équilibres multiples, et que les transitions entre ces équilibres ont joué un rôle important dans le changement climatique brutal associé à la dernière glaciation. Voir [Clark et al., 2002] pour une revue du phénomène.

gement climatique, c'est prendre le risque de décisions trop tardives, non seulement car les choix économiques possibles risquent d'être restreints, mais aussi parce qu'un certain niveau d'impact climatique pourrait alors être inéluctable. Attendre que la recherche scientifique réduise les incertitudes (à un niveau tel que l'issue du calcul coût-bénéfice soit certaine) peut s'avérer dangereux. Aussi, à cause du jeu combiné de l'incertitude et de l'inertie, nous devons intégrer l'éventail des conséquences possibles de nos actions, et nous résigner, dès aujourd'hui, à "*décider en méconnaissance de cause*" [Lecocq et Hourcade, 2001], et sans maîtriser totalement les termes du calcul coût-bénéfice concernant notre futur commun.

Or, s'il est nécessaire de décider avant de pouvoir constater et avant d'avoir raisonnablement appris, c'est qu'un second type de "*délai*", que nous pouvons appeler de *lecture et d'apprentissage*, est à l'œuvre, profondément constitutif du problème posé. Ce délai est lié à la difficulté de détecter un signal dans la variabilité naturelle du climat. Nous ne pourrions que constater, puis comprendre scientifiquement que lorsque le changement climatique sera enclenché. Mais, le diagnostic connu et compris, il pourrait bien être trop tard pour engager une mitigation efficace.

Certes l'existence, actuellement avérée, d'un faisceau d'indices concordants, scientifiquement solides, sur la réalité d'un changement climatique futur, pourrait nous aider à prendre dès aujourd'hui nos responsabilités. Mais nous nous heurtons alors à un *troisième délai* que nous pouvons appeler de "*conviction*", qui mesure le temps nécessaire pour que les évidences scientifiques percolent dans la sphère de la décision politique. Ce délai de conviction est lié au fait que l'action politique n'ira pas de soi tant que la menace climatique ne sera pas *simultanément* "clairement attribuable" et "immédiatement sensible" [Dron, 2003]. Or, comme l'a montré l'interprétation d'événements récents statistiquement représentatifs (tempêtes de décembre 1999 et canicule d'août 2003 en Europe), d'une part les phénomènes climatiques "immédiatement sensibles" ne sont pas encore "clairement attribuables" au changement climatique. Et à l'inverse, comme l'a montré la réponse politique plutôt timide aux différents rapports de l'IPCC, l'éventail des futurs possibles "clairement attribuables" découlant de scénarios économie-climat sont encore, à l'heure actuelle, difficilement représentables politiquement et socialement, et donc pas encore "sensibles".

Ce contexte impose un exercice de style particulièrement délicat à la modélisation intégrée, car il la place au cœur d'une controverse qui oppose prudents et sceptiques, autour de l'opportunité d'engager, dans l'ignorance, des actions de court terme pour anticiper un changement incertain dans le long terme.

Cette controverse peut être affrontée en restant dans un cadre strictement "balistique", où l'incertitude est probabilisée, et où nous ne tenons pas compte du fait qu'elle puisse être résolue à l'avenir. Dans un cadre "balis-

tique”, nous décidons de l’action à tenir et du cap à suivre “une fois pour toutes”, étant donné nos connaissances actuelles. Avec pour conséquence l’apparition d’une “régression à l’infini des controverses” [Hourcade, 1992] sur la valeur supposée de tel ou tel paramètre ou la vérité de tel ou tel phénomène, comme le témoigne le conflit entre les hypothèses de l’IPCC [1996] et celles de Wigley *et al.* [1996] sur les trajectoires optimales de stabilisation des concentrations.

Mais nous pouvons aussi tenter d’intégrer, au sein même de l’analyse, le second type de “délai” de lecture et d’apprentissage : dans un monde incertain, nos actions d’aujourd’hui peuvent être décidées tout en sachant qu’elles pourront être révisées à l’avenir, en fonction de l’arrivée d’informations. Nous décidons, certes en sachant partiellement, mais en sachant qu’on en saura plus. Ceci fonde la *structure logique* de la question du changement climatique : seule une approche séquentielle consciente est en pratique à même de réconcilier l’optimalité d’une décision de court terme et la précaution devant résulter des incertitudes de long terme [Hourcade et Chapuis, 1995]. Même si les mesures décidées par la Convention Climat et le Protocole de Kyoto sont très modestes, comme nous le verrons au Chap. 2, peut-être faut-il au moins porter au crédit de la communauté internationale le fait d’avoir fait émerger, durant la dernière décennie du XX^{ème} siècle, les conditions pour qu’un tel processus séquentiel puisse avoir lieu²³.

Il a été démontré [Ha-Duong *et al.*, 1997] que, du fait des incertitudes et des inerties physiques et économiques inhérentes à la question climatique, le choix du cadre de décision (décision séquentielle avec apprentissage, ou cadre “balistique”) n’était pas neutre vis à vis des décisions optimales de court-terme. Ces auteurs, comparant les cadres de raisonnement, ont montré que la possibilité d’apprentissage nous incite à “ouvrir les yeux” et à nous conduire de manière “précautionneuse”²⁴ vis à vis du danger potentiel, tant que la science ne s’est pas prononcée sur l’amplitude potentielle des dommages, moment où nous pourrions alors réviser (ou amplifier) notre décision. Un tel débat entre stratégie “balistique” décidant une fois pour toutes (les dommages étant probabilisés), et stratégie “séquentielle” jalonnée par l’apprentissage, existe aussi dans le champ précis du sujet de cette thèse : nous serons amenés à montrer, en fin de parcours (Chap. 9), que les politiques de séquestration de carbone répondent effectivement de manière très contrastée selon le cadre de raisonnement choisi.

²³Des délégations de l’ensemble des pays du globe se rencontrent chaque année à l’occasion des Conférences des Parties (COP) pour faire avancer les textes autour de la Convention Climat.

²⁴Ce résultat ne présuppose d’avoir *a priori*, une attitude “prudente”, c’est à dire averse au risque. Le point essentiel est que la neutralité au risque, combinée à des inerties environnementales et économiques, entraîne une attitude de “couverture” qui peut être assimilée à de la précaution.

Conclusion : décision de court-terme, fenêtres d'opportunités et usage des terres

Nous avons commencé ce chapitre en situant le problème du changement climatique et de l'action sur les écosystèmes terrestres dans leur cadre physique, et nous l'avons clos par une discussion sur le rôle que peut jouer la modélisation intégrée dans l'évaluation du changement climatique, compte tenu des incertitudes, de l'inertie, et de notre capacité d'apprentissage.

Au final, nous avons vu que poser aujourd'hui la question de la mitigation du changement climatique n'impose pas de déterminer *aujourd'hui* quelles devraient être nos actions *tout au long* du XXI^{ème} siècle. Comme statué dans le second rapport de l'IPCC [IPCC, 1996, par. 1.3.2, p. 26] :

“A sequential decision-making strategy aims to identify short-term strategies in the face of long term uncertainty. The next several decades will offer opportunities for learning and making mid-course corrections. The relevant question is not : “What is the best course for the next 100 years?”, but rather “What is the best course for the next few years?”, because a prudent hedging strategy will allow time to learn and to change course.”

Dès lors, le discours des scientifiques est utile avant même que la connaissance des phénomènes soit suffisamment consolidée, pourvu qu'elle nous fournisse au moins une vision sur l'ensemble des états possibles du monde à long terme. L'adoption d'un cadre de décision séquentielle, donne alors plus d'importance à certaines informations qu'à d'autres. Et notamment aux conséquences (physiques et économiques) de long terme de nos actions immédiates. Ce lien court terme - long terme qu'il ne faut pas négliger dans un cadre de décision séquentielle, implique de s'intéresser de près, en plus de l'incertitude et de l'inertie, aux phénomènes de rétroaction et d'amplification de la réponse climatique, à la présence d'irréversibilités ou d'effets d'hystérésis dans le système.

Parce que les différentes inerties économiques du système productif, celles du cycle du carbone, de la réponse en température et de l'apparition des impacts, entrent en jeu avec des temporalités propres, des fenêtres d'opportunités peuvent apparaître, durant lesquelles nous avons une réelle flexibilité d'action, mais hors desquelles, nous n'avons pas trop le choix en termes de comportement, sous peine de se retrouver sur une trajectoire appelée à sortir des limites de tolérabilité [Hourcade et Chapuis, 1995]. De manière intéressante, des travaux récents [Ambrosi et al., 2003] ont montré que ces fenêtres ne sont pas nécessairement amenées à se fermer de manière monotone dans le temps, mais qu'en fait elles seraient actuellement très étroites²⁵, mais

²⁵Nous n'avons pas d'autre choix aujourd'hui que d'abattre nos émissions, même étant donné la méconnaissance actuelle de la réponse future, car nous devons nous placer sur une trajectoire basse au cas où une surprise apparaîtrait.

pourraient s'élargir dans le futur²⁶.

Ce raisonnement est également valable pour les contrôles liés au changement d'affectation des terres : avant même d'y venir au calcul coût-bénéfice stricto sensu (Chaps. 8 et 9), nous montrerons pourquoi les décisions *actuelles* d'affectation des terres créent, plus encore que les choix fossiles, des inerties et des irréversibilités *sur le long terme*, tant que le plan physique (Partie II), qu'au niveau du coût économique et de la valeur sociale des actions (Chap. 7). Nous verrons notamment (Chap. 5) que si nous arrêtons *dès aujourd'hui* la déforestation des forêts tropicales, nous pourrions bénéficier *ultérieurement*, lorsque le CO₂ augmentera pour d'autres raisons, d'un mécanisme limitant l'accumulation du carbone dans l'atmosphère. Aussi, parce qu'en retour de tels mécanismes amplifient la contrainte pesant sur le secteur fossile à fin de stabiliser le climat (Chap. 6), nous pourrions suggérer que la décision de protéger les forêts tropicales doit intervenir relativement tôt. Nous verrons aussi (Chap. 7) qu'il est utile de savoir, avant de se lancer dans des programmes de boisements immédiats, que le ratio coût-bénéfice de tels projets est au final très lié à l'état du système climatique à plus long terme.

Mais avant cela, il nous faut comprendre pourquoi et dans quelle mesure (Chap. 2), et au détour de quels chausse-trappes pour la filière forestière (Chap. 3), la question des puits de carbone s'est imposée comme un des volets principaux des politiques climatiques dont le dessein principal reste la maîtrise des émissions fossiles.

²⁶ Alors, le fait de savoir quel est réellement l'état du monde, *i.e.* le comportement de la machine climatique, aura une grande valeur, afin de pouvoir engager la politique la mieux adaptée.

Références

- Ambrosi, P., et J.-C. Hourcade, Evaluer les dommages : une tâche impossible ?, *Rapport du Conseil d'Analyse Economique*, 2002.
- Ambrosi, P., J.-C. Hourcade, S. Hallegatte, F. Lecocq, P. Dumas, et M. HaDuong, Optimal control models and elicitation of attitudes towards climate damages, *Environmental Modeling and Assessment*, 8, 133–147, 2003.
- Arrhenius, On the influence of carbonic acid in the air upon the temperature of the ground, *Philosophical Magazine*, 41(237), 1896.
- Battle, M., M. L. Bender, P. P. Tans, J. W. White, J. T. Ellis, T. Conway, et R. J. Francey, Global carbon sinks and their variability inferred from atmospheric O₂ and $\delta^{13}\text{C}$, *Science*, 287, 2467–2470, 2000.
- Bolin, B., et H. Rodhe, A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs, *Tellus*, 25, 1973.
- Bousquet, P., P. Peylin, P. Ciais, C. L. Quéré, P. Friedlingstein, et P. P. Tans, Regional changes in carbon dioxide flux of land and oceans since 1980, *Science*, 290, 1342–1346, 2000.
- Bruno, M., et F. Joos, Terrestrial carbon storage during the past 200 years : a Monte-Carlo analysis of CO₂ data from ice core and atmospheric measurements, *Geoph. Res. Lett.*, 1997.
- Caldeira, K., A. K. Jain, et M. J. Hoffert, Climate sensitivity uncertainty and the need for energy without CO₂ emission, *Science*, 299, 2052–2054, 2003.
- Cao, M., et F. I. Woodward, Dynamic responses of terrestrial ecosystem carbon cycling to global climate change, *Nature*, 393, 1998.
- Chassefière, E., Le système Terre, *Polycopié, Dept. de Physique, Ecole polytechnique*, 1997.
- Ciais, P., P. Tans, M. Trolier, J. White, et R. Francey, A large northern hemisphere terrestrial CO₂ sink indicated by $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ of atmospheric CO₂, *Science*, 269, 1098–1102, 1995a.
- Ciais, P., I. Janssens, A. Shvidenko, C. Wirth, Y. Malhi, J. Grace, E.-D. Schulze, et M. Heimann, The potential for rising CO₂ to account for the observed uptake of carbon by tropical, temperate and boreal forest biomes : New results from the CARBOEUROPE programme, in “Carbon sinks in forest biomes”, eds. H. Grifftth Bios Publishing Group, 2004.
- Ciais, P., et al., Partitioning of ocean and land uptake of CO₂ as inferred by $\delta^{13}\text{C}$ measurements from the NOAA Climate Monitoring and Diagnostics Laboratory Global Air Sampling Network, *Journal of geophysical research*, 100(D3), 5051–5070, 1995b.
- Clark, P. U., N. G. Pisias, T. F. Stocker, et A. J. Weaver, The role of the thermohaline circulation in abrupt climate change, *Nature*, 415, 863–869, 2002.

- DeLucia, E. H., et al., Net primary production of a forest ecosystem with experimental CO₂ enrichment, *Science*, 284, 1177–1179, 1999.
- Detwiler, R. P., et C. A. S. Hall, Tropical forests and the global carbon cycle, *Science*, 239, 42–47, 1988.
- Dron, D., Communication sur le thème : Evaluer les risques climatiques : enjeux pour la décision, enjeux pour la recherche, *Séminaire de l'IDDRI*, 12 nov 2003, 2003.
- Enting, I. G., T. M. Wigley, et M. Heimann, Future emissions and concentrations of carbon dioxide : key ocean/atmosphere/land analyses, *Document de travail*, CSIRO, Div. Atmos. Res. Tech. Pap. 31, 1994.
- Fan, S., M. Gloor, J. Mahlman, S. Pacala, J. Sarmiento, T. Takahashi, et R. Tans, A large terrestrial carbon sink in North America implied by atmospheric and oceanic carbon dioxide data and models, *Science*, pp. 442–446, 1998.
- Feely, R. A., C. L. Sabine, R. M. Key, et T.-H. Peng, CO₂ survey synthetic results : Estimating the anthropogenic carbon dioxide sink in the Pacific Ocean, *U.S. Jgofs News*, 9(4), 1–4, 1999.
- Ferry, L., Le nouvel ordre écologique, *Grasset*, 1992.
- Forest, C. E., P. H. Stone, A. P. S. zand Myles R. Allen, et M. D. Webster, Quantifying uncertainties in climate system properties with the use of recent climate observations, *Science*, 295, 113–117, 2002.
- Fourier, J., Remarques générales sur les températures du globe terrestre et des espaces planétaires, *Annales de chimie et de physique*, 27, 136–167, 1824.
- Francey, R. J., P. P. Tans, C. E. Allison, I. G. Enting, J. W. C. White, et M. Troler, Changes in oceanic and terrestrial carbon uptake since 1982, *Nature*, 373, 326–330, 1995.
- Friedlingstein, P., Modélisation du cycle du carbone biosphérique et étude du couplage biosphère-atmosphère, Thèse de Doctorat, Institut d'aéronomie spatiale de Belgique, 1995.
- Friedlingstein, P., I. Fung, E. Holland, J. John, G. Brasseur, D. Erickson, et D. Schimel, On the contribution of CO₂ fertilisation to the missing biospheric sink, *Global Biogeochemical cycles*, 9(4), 541–556, 1995.
- Grinevald, J., De Carnot à Gaya, Histoire de l'effet de serre, *La Recherche*, 23(43), disponible à l'adresse [http ://www.ens-lyon.fr/Planet-Terre/Infosciences/Climats/Rayonnement/Articles/histoireffetdeserre.html](http://www.ens-lyon.fr/Planet-Terre/Infosciences/Climats/Rayonnement/Articles/histoireffetdeserre.html), 1992.
- Ha-Duong, M., M. J. Grubb, et J.-C. Hourcade, Influence of socioeconomic inertia and uncertainty on optimal CO₂-emission abatement, *Nature*, 390, 270–274, 1997.
- Houghton, R. A., Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land-use and land management, *Tellus*, 55(2), 378–390, 2003.

- Houghton, R. A., et J. L. Hackler, Carbon flux to the atmosphere from land-use change 1850-2000, *Document de travail*, ORNL/CDIAC, disponible à l'adresse <http://cdiac.esd.ornl.gov/trends/landuse/houghton/houghton.html>, 2003.
- Houghton, R. A., J. E. Hobbie, J. M. Mellillo, B. Moore, B. J. Peterson, B. J. Shaver, et G. R. Woodwell, Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980 : a net release of CO₂ to the atmosphere, *Ecological monographs*, 53, 235–262, 1983.
- Hourcade, J.-C., L'effet de serre : des bons et mauvais usages d'une provocation, *Etudes*, 3765, 635–645, disponible à http://www.centre-cired.fr/perso/hourcade/Nego_Climat_PDF/Etudes92.pdf, 1992.
- Hourcade, J.-C., et T. Chapuis, No-regret potentials and technical innovation, *Energy Policy*, 23(4/5), 433–445, 1995.
- Ineris, Prévention et réduction intégrées de la pollution (IPPC), *Document de référence sur les meilleures techniques disponibles dans les industries de fabrication du ciment et de la chaux*, disponible à l'adresse <http://aida.ineris.fr/bref/ciment.htm>, 2001.
- IPCC, IPCC second scientific assessment report of climate change, *Ed. James P. Bruce and Hoesung Lee and Erik F. Haites, Cambridge Univ. Press*, 1996.
- IPCC, IPCC third scientific assessment report of climate change, *Ed. J.T. Houghton, Cambridge Univ. Press*, disponible à l'adresse http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/347.htm, 2001.
- Jones, P. D., D. E. Parker, T. J. Osborn, et K. R. Briffa, Global and hemispheric temperature anomalies – land and marine instrumental records, *In Trends : A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*, 2001.
- Joos, F., The atmospheric CO₂ perturbation, *Europhysics news*, 2001.
- Joos, F., et M. Bruno, Pulse response functions are cost-efficient tools to model the link between carbon emissions, atmospheric CO₂ and global warming, *Physics and chemistry of the earth*, 1997.
- Joos, F., et M. Bruno, Long-term variability of the terrestrial and oceanic carbon sinks and the budgets of the carbon isotopes ¹³C and ¹⁴C, *Global Biogeochemical Cycles*, 1998.
- Joos, F., M. Bruno, R. Fink, U. Siegenthaler, T. F. Stocker, C. L. Quere, et J. L. Sarmiento, An efficient and accurate representation of complex oceanic and biospheric models of anthropogenic carbon uptake, *Tellus*, 48B, 397–417, 1996.
- Joos, F., R. Meyer, M. Bruno, et M. Leuenberger, The variability in the carbon sinks as reconstructed for the last 1000 years, *Geophysical Research Letters*, 26, 1437–1441, 1999a.

- Joos, F., G. Muller-Furstengerger, et G. Stephan, Correcting the carbon cycle representation : How is it important for the economics of climate change ?, *Environmental modeling and assessment*, 4, 133–140, 1999b.
- Keeling, C., et T. Whorf, Atmospheric CO₂ records from sites in the SIO air sampling network., *In Trends : A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*, 2003.
- Keeling, R. F., C. S. Piper, et M. Heimann, Global and hemispheric CO₂ sinks deduced from changes in atmospheric O₂ concentration, *Nature*, 381, 218–221, 1996.
- Kiehl, et Trenberth, Earths annual global mean energy budget, *Bull. Am. Met. Soc.*, 78, 197–208, 1997.
- Lam, S. H., Predicting the future of atmospheric CO₂, *Document de travail*, Princeton university, disponible à l'adresse <http://www.princeton.edu/~lam>, 1998.
- Lave, L., Formulating greenhouse policies in a sea of uncertainties, *Energy Journal*, 12(1), 9–21, 1992.
- Lecocq, F., Distribution spatiale et temporelle des coûts de politiques publiques sous incertitudes : Théorie et pratique dans le cas de l'effet de serre, Thèse de Doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, 2000.
- Lecocq, F., et J.-C. Hourcade, Incertitudes, irréversibilités et actualisation dans les calculs économiques sur l'effet de serre, *Kyoto et l'Economie de l'effet de serre, rapport du CAE*, pp. 177–197, 2001.
- Lorius, C., J. Jouzel, D. Raynaud, J. Hansen, et H. LeTreut, The ice core record : climate sensitivity and future greenhouse warming, *Nature*, 347, 139–145, 1990.
- Marland, G., T. Boden, et R. J. Andres, Global, Regional, and National fossil fuel CO₂ emissions, *In Trends : A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*, 2002.
- Meyer, R., F. Joos, G. Esser, M. Heimann, G. Hooss, G. Kohlmaier, W. Sauf, R. Woos, et U. Wittenberg, The substitution of high-resolution terrestrial biosphere models and carbon sequestration in response to changing CO₂ and climate, *Global Biochemical Cycles*, 1999.
- Moore, B., et B. H. Braswell, The lifetime of excess carbon dioxide, *Global biogeochemical cycles*, 8(1), 23–38, 1994.
- Neftel, A., H. Friedli, E. Moor, H. L. Botscher, H. Oeschger, U. Siegenthaler, , et B. Stauffer, Historical CO₂ record from the Siple Station ice core, *In Trends : A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*, 1994.

- Nordhaus, W. D., Economic growth and climate : the carbon dioxide problem, *American Economic Review*, 67(1), 341–346, 1977.
- Nordhaus, W. D., How fast should we graze the global commons, *American Economic Review*, 72(2), 242–246, 1982.
- Nordhaus, W. D., *Managing the global commons : the economics of climate change*, The MIT Press, Cambridge, Mass., 1994.
- Petit, J., et al., Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica., *Nature*, 399(6734), 429–436, 1999.
- Petschel-Held, G., H.-J. Schnellhuber, T. Bruckner, F. L. Toth, et K. Hasselmann, The tolerable window approach : theoretical and methodological foundations, *Climatic Change*, 41, 303–331, 1999.
- Schimmel, D. S., The carbon equation, *Nature*, 393, 208–209, 1998.
- Schulze, E.-D., C. Wirth, et M. Heimann, Managing forests after Kyoto, *Science*, 289(5487), 2058–2059, 2000.
- Tans, P., J. Berry, et R. Keeling, Oceanic $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ observations, a new window on ocean CO_2 uptake, *Global Biogeochemical Cycles*, 7(2), 353–368, 1993.
- WBGU, The Accounting of Biological Sources and Sinks Under the Kyoto Protocol. Special Report of the German Advisory Council on Global Change, disponible à www.avi-bremerhaven.de/WBGU/wbgu_sn1998-engl.html, 1998.
- Wigley, T. M. L., R. Richels, et J. A. Edmonds, Economic and environmental choices in the stabilization of atmospheric CO_2 concentrations, *Nature*, 379(6562), 240–243, 1996.

Chapitre 2

L'arrière-plan politique ou l'utopie d'une solution forestière ?

“Le minimum d’actions, d’investissements, d’efforts scientifiques nécessaires pour prévenir le changement climatique dépasse de loin le maximum envisageable pour ne pas perdre les prochaines élections.”

[Al Gore, 2002]

Sommaire

Introduction: émergence du problème climatique sur l’agenda politique	66
2.1 La convention de Rio en 1992: sources et puits sur un pied d’égalité	69
2.1.1 Un accord de principe: le contrôle des sources et des puits . .	69
2.1.2 Un texte initial cohérent avec les savoirs de l’époque	70
2.1.3 L’émergence d’arrière-pensées stratégiques sur un fond de controverse	71
2.2 L’avant Kyoto : quatre étapes pour rendre les puits de carbone incontournables	73
2.2.1 L’appel d’air crée par l’approche par les quantités	73
2.2.2 Des puits pour remplir ses engagements quantitatifs?	75
2.2.3 Comment définir les quotas?	78
2.2.4 Limiter les activités admissibles et/ou les quantités comptabilisables au titre des puits?	84
2.3 Le phrasé surprise du Protocole de Kyoto	86
2.3.1 La question des puits d’abord reléguée au second plan	86
2.3.2 Un final à rebondissement	88
2.3.3 Un déroulement stratégique inéluctable?	93
2.4 L’après Kyoto: à la conquête des puits de carbone	94
2.4.1 Opportunités stratégiques issues du phrasé ambigu du Protocole	94
2.4.2 La science au secours de la diplomatie?	99
2.4.3 La Haye – Milan ou les actes manqués	101
Conclusion	109
Références	111

Introduction : émergence du problème climatique sur l’agenda politique

Le problème du changement climatique fait partie de la scène scientifique internationale depuis plusieurs décennies. Dans un travail pionnier, datant de 1957, publié dans la revue suédoise *Tellus* dirigée alors par Bert Bolin, *Revelle et Suess* examinaient de manière critique la capacité de l’océan d’assurer la stabilisation de la concentration atmosphérique de CO₂. Les auteurs insistaient sur l’opportunité, pour les scientifiques, de se mettre à l’étude de ces phénomènes [*Revelle et Suess*, 1957] :

“Les êtres humains procèdent actuellement à une expérience de géophysique à grande échelle d’un genre qui n’aurait jamais pu se produire dans le passé et qui ne pourra se reproduire dans l’avenir. En l’espace de quelques siècles, nous renvoyons dans l’atmosphère et les océans du carbone organique concentré, accumulé sur des centaines de millions

d'années dans les roches sédimentaires. Cette expérience, si elle est bien documentée, peut faire progresser la connaissance des processus qui déterminent le temps et le climat."

Durant les années 1970, l'alarme est tirée par certains climatologues, tels l'américain William W. Kellogg du National Center of Atmospheric Research et le soviétique Mikhail Budyko [Grinevald, 1995]. Le lancement d'un grand programme de recherche au service de l'environnement, le PNUE¹, en 1972, et surtout, l'organisation d'une première conférence mondiale sur le climat, à Genève, en 1979, permet aux scientifiques d'exprimer officiellement leurs préoccupations. A cette même époque, un économiste, William Nordhaus, est le premier à poser le problème de la maîtrise des émissions de CO₂ en termes économiques [Nordhaus, 1977]. C'est alors que le physicien Dyson [1977] propose, dans des termes visionnaires, une solution à l'accumulation du CO₂ dans l'atmosphère consistant, en cas d'urgence, à former des "carbon banks" en plantant des arbres : ainsi était née l'idée des puits de carbone.

Au total, à la fin des années soixante-dix, la communauté scientifique s'est déjà posé quelques-unes des questions principales autour du changement climatique. Toutefois, en la double absence tant de preuves tangibles du réchauffement pour l'opinion publique, que de preuves scientifiques d'un "signal climatique" dépassant la variabilité naturelle, le débat restera confidentiel jusqu'à la fin des années 1980. Un propos bien résumé par l'océanographe Roger Revelle en 1982 [McKibben, 1989] : *"It must be said that, so far, the warming trend has not risen above the noise level. Confidence in the carbon dioxide hypothesis will be much firmer if a warming trend exceeding the noise level becomes evident."*

En 1988, une sécheresse sans précédent frappe les USA : le Mississippi atteint son plus bas niveau depuis 1872, date des premiers relevés de débit. La coïncidence veut qu'au même moment, fin juin 1988, une conférence soit organisée au Sénat américain, sur le thème de l'effet de serre. Un rendez-vous qui prend la forme d'une démonstration : en effet, la première partie de cette conférence avait eu lieu 6 mois plus tôt, à l'automne 1987, et les scientifiques avaient alors prévenu qu'une conséquence probable du changement climatique pour les USA serait un assèchement des plaines du Midwest. Dans cette seconde audition, avec la complicité de la météorologie du moment, le climatologue James E. Hansen avançait "à chaud" ce qu'aucun scientifique n'avait osé affirmer auparavant, fautes de preuves établies : la présence d'un signal climatique. Cet événement fortuit fut la première étape de la prise de conscience du problème par le monde politique. Le lendemain, les journaux en font leurs gros titres, comme le New-York Times [Shabecoff, 1988] : *"Global warming has begun, expert tells Senate"*.

En 1988, dans le sillage du rapport du premier ministre norvégien Brundtland (1987) "Our common future", la seconde conférence sur le climat, à To-

¹Programme des Nations Unies pour l'Environnement.

ronto², décrite par Stephen H. Schneider comme le “Woodstock de l’effet de serre”, a lieu sous l’égide de l’Organisation Météorologique Mondiale (WMO) et du PNUE. A cette occasion est créé le GIEC³ ou IPCC⁴. Ce groupe, constitué de scientifiques reconnus des disciplines concernées, a pour mission de rédiger un rapport d’expertise sur le problème de l’effet de serre, qui sera livré en 1990. Cependant, dès Toronto (1988) et avant même que soit réalisée cette première compilation par l’IPCC des connaissances scientifiques de l’époque, quelques 300 scientifiques et décideurs politiques de 48 pays proposent une réduction ambitieuse de 20% des émissions de gaz à effet de serre d’ici 2005. Un processus formel de négociations d’une convention cadre sur les changements climatiques est lancé par l’ONU (résolution 45/212), avec pour objectif d’aboutir à un accord à l’occasion de la Conférence des Nations Unies sur l’Environnement et le Développement, également appelée “Sommet de la Terre”, prévue en juin 1992.

On vit alors une période intense de “diplomatie environnementale”, facilitée par un contexte politique où les relations internationales ne peuvent plus se structurer autour de la lutte entre deux grandes idéologies, économie de marché ou socialisme [Hourcade, 1994]. Surtout, au niveau géopolitique, le problème de l’effet de serre crée une opportunité stratégique pour les USA de mettre en place un contrôle de la demande énergétique, et réduire par là la dépendance énergétique vis à vis des pays du Golfe⁵. Par ailleurs, la déclaration d’intention de Toronto d’une réduction de 20% des émissions sous les niveaux de l’époque aura une grande influence sur le jeu diplomatique de l’Union Européenne, qui n’aura cessé de réclamer des efforts ambitieux. Visiblement, *“le dossier climatique mérite qu’on s’y arrête, rien que pour suivre la promptitude de hauts dirigeants comme George Bush, Margaret Thatcher, François Mitterand, ou Radjiv Gandhi à s’en emparer”* [Hourcade, 1992]. Ceci explique en partie les délais relativement courts (15 mois) entre le début des consultations sur la convention en février 1991, et le consensus final obtenu en mai 1992, à la veille du sommet de la Terre [Depledge, 2000a], et ayant permis de réunir tous les ingrédients scientifiques et diplomatiques pour que la conférence de Rio, en juin 1992, intègre une convention sur le changement climatique.

²L’atmosphère en évolution : implications pour la sécurité du globe, Toronto, 27-30 juin 1988.

³Groupe Intergouvernemental d’Experts sur le Climat.

⁴Intergovernmental Panel on Climate Change.

⁵*“America’s appetite for oil is once again steadily growing [...]. The US will by the mid-90’s be facing foreign exchange requirements of over a \$100 billion a year just to finance its oil imports [...], such payments will detract both from the US economy and from the strength of its geopolitical position, with a growing dependency on OPEC and upon the Persian Gulf, a region that have turned into something like the world’s cauldron. Despite the continuing declamations regarding the villainy of the OPEC cartel, the US has now unquestionably become the best ally that OPEC has. A friend in need is a friend indeed”* [Schlesinger, 1989].

2.1 La convention de Rio en 1992 : sources et puits sur un pied d'égalité

2.1.1 Un accord de principe : le contrôle des sources et des puits

A Rio, une centaine de chefs d'Etat et de gouvernement s'entendent sur l'objectif de *“stabiliser les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique”* [UNFCCC, 1992, Art. 2]. A cet objectif *“ultime”* sont immédiatement rattachées des recommandations sur le tempo de l'action : il s'agit d'atteindre ce niveau *“dans un délai suffisant pour que les écosystèmes puissent s'adapter naturellement aux changements climatiques, que la production alimentaire ne soit pas menacée, et que le développement économique puisse se poursuivre de manière durable”* [UNFCCC, 1992, Art. 2].

Sur quels leviers doit-on jouer pour atteindre cet objectif exprimé en terme de stabilisation des concentrations ? A Rio, les pays industrialisés s'engagent mais de manière non contraignante, à ramener leurs émissions de CO₂ d'ici l'horizon 2000 à leur niveau de 1990, mais il n'est pas clairement mentionné si les puits contribueraient à cet effort quantitatif [UNFCCC, 1992, Art. 4-2b] :

“Each of these Parties shall communicate, [...] detailed information on its policies and measures [...], as well as on its resulting projected anthropogenic emissions by sources and removals by sinks of greenhouse gases. [...], with the aim of returning individually or jointly to their 1990 levels these anthropogenic emissions of carbon dioxide and other greenhouse gases not controlled by the Montreal Protocol.”

Ce phrasé initial ne précise donc pas “noir sur blanc” si seules les émissions fossiles sont concernées par l'objectif quantitatif, ou si le calcul englobe aussi les émissions *nettes* de la prise en compte des puits. Le statut potentiel des puits est donc ambigu dès l'origine. Officiellement, les puits ne sont inclus qu'au sein du cadre relativement vague et non légalement contraignant des “politiques et mesures” de mitigation, et des déclarations d'intention, comme celle insistant sur la nécessité *“d'encourager la gestion rationnelle, [...] la conservation et le renforcement des puits et réservoirs de tous les gaz à effet de serre”* [UNFCCC, 1992, Art. 4-1d]. Cependant, même si officiellement un tel discours sur les puits semble sans conséquence, l'esprit de la Convention est de tendre à assigner un rôle équivalent aux sources et aux puits dans les politiques et mesures de mitigation du changement climatique.

2.1.2 Un texte initial cohérent avec les savoirs de l'époque

Malgré cette imprécision initiale, le texte de Rio, en tant que résultat de cinq années de mobilisation sur le plan scientifique, et de deux années de négociations, fournit un cadre cohérent vis à vis des contrôles alors identifiés de l'homme sur le cycle global du carbone (Chap. 1). A ce stade, rien n'excluait, *a priori*, sur le plan scientifique, de se passer d'un contrôle via les puits de carbone.

Certes, les estimations les plus optimistes du potentiel de séquestration *et de conservation* de carbone dans les écosystèmes forestiers, 1 à 3 GtC/an sur le XXI^{ème} siècle selon *Dixon et al.* [1994], sont trop faibles en regard des émissions fossiles attendues, de l'ordre de 15 à 25 GtC/an d'ici la fin du siècle selon les scénarios, pour que l'on puisse raisonnablement considérer que la plantation et la gestion des forêts puissent à elles seules régler le problème de l'accumulation du CO₂ dans l'atmosphère. Néanmoins, selon l'*IPCC* [2000], un cumul de 60 à 90 GtC pourrait être séquestré par des programmes de boisement et de reboisement entre 2000 et 2050, avec pour conséquence une réduction de la concentration atmosphérique de 15 à 30 ppmv [*House et al.*, 2001], suffisamment significative pour que les instruments de lutte contre le changement climatique s'y intéressent.

Ces estimations globales se déclinent parfois de manière plus significative au niveau des nations individuelles. En France métropolitaine, *Dupouey et al.* [1999] ont estimé que les stocks de carbone forestiers (biomasse et carbone du sol) ont augmenté de 10,5 MtC/an en moyenne annuelle entre 1979 et 1991, une quantité équivalente à 10% des émissions fossiles de la France sur cette période. Aux USA, *Houghton et al.* [1999] ont estimé que les usages des sols sur leur territoire, au sens large⁶, ont conduit, lors de la décennie 80, au stockage d'un volume équivalent à 10 à 30% des émissions fossiles sur cette période. De plus, ce résultat, concernant le passé récent, pourrait être amélioré à moindre frais par des politiques volontaristes futures : selon *Moulton et Richards* [1990], aux USA, quelque 139 millions d'hectares de prairies et cultures "économiquement marginales" et "environnementalement sensibles" (soit 14% du territoire) pourraient être boisées afin d'absorber annuellement une quantité équivalente à 56% des émissions du pays en 1990⁷, pour un coût moyen (resp. marginal) de 27 US\$₉₀/tC (resp. 48 US\$₉₀/tC) potentiellement inférieur aux coûts marginaux de l'abattement dans le secteur énergétique⁸.

Ces ordres de grandeur font qu'il est donc logique, à première vue, que la convention mentionne – hormis l'imprécision de l'Article 4-2b – l'action sur

⁶Boisements, abandon de terres agricoles, lutte contre les feux de forêt, densification des étages forestiers suite au vieillissement des forêts, pratiques agricoles comme le zéro-labour.

⁷Les auteurs ne précisent cependant pas sur quelle durée un tel flux serait soutenable. Nous mènerons au chapitre 7 une discussion du bilan carbone de cette étude.

⁸Voir également au Chap. 7 l'analyse critique des méthodes d'évaluation du coût du carbone séquestré.

les puits chaque fois qu'il est question de réduction des sources fossiles. Ce faisant, à l'aube d'un processus séquentiel de négociations sur un éventuel instrument contraignant, les puits et sources partent sur un pied d'égalité "constitutif", témoignant de la volonté de leur faire jouer un rôle au moins à la hauteur de leur contribution respective au problème de l'accumulation du CO₂ dans l'atmosphère.

2.1.3 L'émergence d'arrière-pensées stratégiques sur un fond de controverse

Un tel accord diplomatique initial, consistant à fournir un même statut aux puits et aux sources dans les politiques futures, était certes logique, mais, à la date du premier rapport de l'IPCC (1990), les connaissances sur le cycle global du carbone n'étaient pas entièrement consolidées : l'évaluation des termes du bilan carbone de la planète était source de controverses (voir Chap. 1, p. 36), et surtout, la modélisation du cycle continental du carbone n'en était qu'à ces débuts. En effet, selon Lloyd [1999] : *"Prior to about 1992, that the terrestrial biosphere constituted a major component of the global sink, was still a matter of debate"*. Un état de l'art aussi relevé par I.G. Enting, T.M.L. Wigley et M. Heimann en 1994 : *"The assumption of no future biotic change was implicit in many of the calculations produced for the IPCC 1990 report. Can we do better now than assume a neutral biosphere (i.e. unchanging biomass)?"* [Enting et al., 1994, p. 17].

Un tel contexte scientifique peu stabilisé, et ne cachant pas l'existence d'importantes marges d'incertitudes, a favorisé l'émergence d'un espace de controverses diplomatiquement exploitables. Depuis lors, chaque avancée de la recherche scientifique sur le cycle terrestre du carbone et le problème de sa séquestration a immédiatement pris un caractère stratégique.

Une des principales niches, exploitable sur le champ politique, concernait l'opportunité de faire inclure dans l'effort de limitation des sources nettes l'intégralité des échanges air/terre au niveau d'un pays. Au niveau global, en effet, ces flux sont très significatifs : les écosystèmes terrestres absorbent environ 2 GtC/an, soit 1/3 des émissions fossiles. Les pays de grande superficie forestière, dont le territoire est susceptible d'héberger ne serait-ce qu'une partie de ce stockage global, ont vite compris leur intérêt à ce que les instruments de la convention tiennent compte de ces flux. La grande majorité des écosystèmes étant à l'heure actuelle sous influence de l'homme, il est tentant de se convaincre qu'une telle accumulation de carbone est le fait de choix délibérés de gestion de l'espace, comme la gestion des forêts, et qu'à ce titre on "mérite" de tenir compte du puits continental ayant lieu sur son territoire au titre des efforts fournis. Par exemple, la gestion forestière de type extractive appliquée au Canada peut conduire à interpréter l'ensemble du territoire comme "géré" (puisque destiné à être récolté un jour) : grâce à cela

le Canada pourrait essayer de revendiquer une certaine “responsabilité” du stockage dans ses forêts boréales. Même si, comme nous le verrons, les textes écartent au possible une telle option, ce détail à tout de même permis au Canada d’aborder les négociations en position de force. Les USA ne sont pas en reste, suite à l’existence confirmée d’un important puits de carbone (de l’ordre d’1 GtC/an) dans les écosystèmes forestiers de l’hémisphère nord [Myeni *et al.*, 2001], mais “*au sud du 51ème parallèle*” [Fan *et al.*, 1998]. Un tel résultat, est cependant très controversé [Field *et Fung*, 2000], en raison des incertitudes liées aux méthodes d’évaluation de ces flux continentaux par inversion de modèles de transport atmosphérique, méthode permettant de passer de la mesure des concentrations de CO₂ en plusieurs points du monde à la détermination des sources nettes régionales. Même si les résultats des inversions sont en progrès [Gurney *et al.*, 2002], les débats sont à l’heure actuelle loin d’être clos, tant sur la localisation géographique précise des puits continentaux, que sur la part de ce stockage revenant à la Nature ou à l’homme.

Au total, comme l’atteste ce dernier point, il est évident que des incertitudes scientifiques et des questions méthodologiques subsistent à l’orée des débats (Chap. 1). Le progrès des connaissances scientifiques et la mise en évidence des principales sources d’incertitudes n’a malheureusement pas empêché l’émergence de controverses sur la place des puits dans la négociation.

En effet, le basculement des systèmes énergétiques, du système productif, et des modes de consommation On sait en effet que le basculement des systèmes énergétiques, du système productif, et des modes de consommation vers des systèmes “propres”, est un défi énorme qui ne saurait être réglé simplement par l’application de politiques “sans regret” (économies d’énergie rentables, remplacement de la fiscalité existante par une fiscalité assise sur les polluants). D’où un problème d’acceptabilité sociale des coûteux efforts de mitigation fossile. C’est de ce cadre de lecture qu’émerge l’attrait de la solution “puits”, en raison de son différentiel de coût supputé par rapport à l’option fossile, et parce qu’elle préserve le secteur énergétique d’une mutation trop radicale.

Or, comme le précédent chapitre nous l’a montré (Fig. 1.5 p. 40), l’excès de CO₂ atmosphérique potentiellement créé par la combustion complète du réservoir de combustibles fossiles ne pourra pas être totalement transféré dans la biosphère continentale (il faudrait tripler le contenu carbone de la végétation et des sols). Tout au plus, mais c’est politiquement et économiquement important, des programmes de boisement sont une composante “transitoire” dans la résolution d’un problème qui passe inmanquablement à long terme par une réduction de la source fossile.

Ce constat dressé, le fait est que l’on se trouve très vite confronté, au sein des milieux impliqués dans la négociation autour des politiques climatiques, à une forte controverse qui oppose partisans et adversaires des puits :

- pour les pro-puits, les boisements, certes option transitoire, sont économiquement judicieux, car ils permettent de gagner du temps en attendant la mutation du secteur énergétique, dont l'anticipation au nom du climat serait trop coûteuse.
- pour les anti-puits, ceux-ci sont un échappatoire au pivotement du secteur énergétique et des modes de consommation, qu'il faut lancer dès aujourd'hui.

La suite de la thèse adopte comme “fil rouge”, la tentative d'éclaircir cette controverse, portant sur le statut des puits, et leur déploiement dans le temps en regard de l'effort fossile. Avant de nous attaquer au fond du débat, tentons donc de comprendre comment et pourquoi cette controverse (échappatoire ou solution économiquement judicieuse) sur les puits a fini par poser de très gros problèmes, répercutés de façon récurrente lors de chaque étape des pourparlers sur les puits, d'avant Kyoto à Marrakech. Nous allons voir qu'en pratique, cette controverse sur les puits aurait pu être relativement peu gênante politiquement, et n'occuper qu'une place secondaire dans le débat international, si une série de contingences n'avaient pas placé les puits au cœur des négociations.

2.2 L'avant Kyoto : quatre étapes pour rendre les puits de carbone incontournables

Vu de l'extérieur du cercle des experts sur les puits, ce volet des négociations a souvent paru obscur et technique. Paradoxalement, le débat est parti de positions relativement consensuelles, s'accordant sur un rôle relativement limité des puits en rapport à l'effort fossile, à une époque toutefois où les engagements quantitatifs n'étaient pas encore négociés. Mais, par étapes, le rôle des puits dans le “package” global de négociation a été progressivement et exagérément amplifié. L'analyse de ces “à-coups”, parfois d'apparence mineure, nous permettra de comprendre l'articulation des enjeux ainsi que de dénouer la complexité du texte de Marrakech.

2.2.1 L'appel d'air créé par l'approche par les quantités

Après Rio, un processus de négociations est mis en place, dont les premières “escales” (conférences des Parties ou COP) ont lieu à Berlin (1995), Genève (1996) puis Kyoto (1997). Il n'est pas de notre propos de revenir *in extenso* sur le contenu de ces conférences : retenons simplement qu'en ce qui touche aux puits, le mandat de Berlin, après des discussions substantielles, énonce plus clairement l'inclusion des puits dans les objectifs de réduction d'émissions, qui deviennent des objectifs *nets des puits* :

“ *This process [the Berlin mandate] will, inter alia, aim for developed*

country Parties included in Annex I⁹ to set qualified limitation and reduction objectives for their antropogenic emissions by sources and removals by sinks of greenhouse gases not controled by the protocol of Montreal."

Mais ce phrasé ne lève que partiellement l'ambiguïté sur le rôle *pratique* des puits dans un système légalement contraignant : à ce stade, chaque Partie peut encore considérer que son interprétation de cette variable d'action serait, *in fine*, retenue : chacun allait donc éviter de traiter concrètement ce problème, anticipant qu'il serait facile, à la marge, d'obtenir des concessions sur ce point plus tard dans les négociations. A cette époque, il était surtout important de maintenir les USA dans le processus. Or ceux-ci ont toujours imposé deux conditions à leur ratification de tout instrument contraignant : (i) la participation des PVD aux efforts de mitigation, (ii) la prise en compte des puits¹⁰. Il est important de se souvenir de ces conditions posées dès le départ par les USA : la négociation se trouvera justement bloquée au moment où ils auront le sentiment qu'elles furent simultanément remises en cause.

La première contingence menant au rôle excessivement central des puits dans la négociation est liée au choix, à Genève (COP-2, 1996), d'une approche de coordination par les quantités émises, plutôt que d'une action sur les prix via une taxe carbone. Cette dernière solution n'aura jamais réellement été débattue, parce que les principaux protagonistes, l'administration Clinton et l'UE, avaient déjà échoué à instaurer une taxe énergie en interne. Pourtant, le choix d'une taxe, qui outre-atlantique avait la faveur des principaux économistes, aurait eu l'avantage de "tuer dans l'œuf" les controverses sur les puits liées à leur utilisation en substitution d'un effort fossile. Dans un système régulé par les prix, les puits aurait, en pratique, pu être *subventionnés* au niveau national, sans changer la charge (la taxe) pesant sur le secteur fossile, et sans impliquer une baisse des incitations concernant la production et les usages de l'énergie.

En d'autres termes, dans un système d'engagement sur les quantités, les puits risquent d'être utilisés en substitution de l'effort fossile, alors que dans un système régulé par les prix, les deux secteurs réagissent "chacun de leur côté" à la taxe, sans donc que l'effort de séquestration n'influence de manière directe l'effort à réaliser dans le secteur fossile. De plus, dans une approche par les taxes, la question de la mise en œuvre de l'outil spécifiquement adapté à chaque secteur aurait pu être réglée sans que l'on ait besoin de la définition de l'un pour réaliser l'autre. Cette "séparation des débats" était impossible

⁹La liste, en juillet 2003, des pays émergeant à l'Annexe I est donnée dans la Tab. 2.3, p. 102. Ces pays sont essentiellement des pays développés et certains ex-pays du bloc de l'Est.

¹⁰Voir [UNFCCC, 1997b, p.51] la déclaration officielle des USA à ce sujet : "*Sequestration from LUCF is a critical component of the global carbon cycle and a significant offset to annex I emissions, roughly 7-10% in 1990, and [it is] [...] necessary to provide incentive for Parties to maintain and enhance carbon sinks.*"

dans l'approche par quantités eu égard à l'effet de substitution "mécanique" entre séquestration et effort fossile présent au sein d'un quota global.

Le basculement vers un système de quotas différenciés d'émissions pour les pays développés¹¹ va permettre aux puits de jouer un rôle central qu'ils n'auraient pas eu dans le cas de l'instauration d'une taxe carbone. Certes, la détermination de la place exacte des puits dans ces engagements est reportée à Kyoto, mais le système par quantités crée immanquablement un "appel d'air" pour une large participation des secteurs agricoles et forestiers – seuls capables de retirer du carbone dans l'atmosphère.

Même s'il est alors en second plan, le débat autour des puits, dans les mois qui précèdent la conférence de Kyoto, est particulièrement instructif, dans la mesure où s'y ancrent les positions stratégiques autour des puits terrestres. Pour la plupart des participants et des observateurs, l'attitude des Parties sur cette question n'a pas beaucoup changé entre les périodes pré-Kyoto et post-Kyoto [*Schlamadinger et Marland*, 2000]. Ces positions, résumées dans quatre documents de l'UNFCCC, publiés la veille de la négociation de Kyoto, et totalisant plus de 110 pages [*UNFCCC*, 1997b,c,d,e], peuvent nous aider à comprendre les blocages qui s'amplifieront après la signature du Protocole.

Les positions de négociation des différents pays ne sont en fait qu'une déclinaison au niveau des instruments de leur position dans la controverse globale sur le rôle des puits (échappatoire ou solution économiquement judicieuse). Ces prises de position s'expriment dans un débat "pratique" qui peut se hiérarchiser en trois points :

1. Les puits peuvent-ils aider concrètement à réaliser l'objectif quantitatif¹², ou sont-ils concernés uniquement en terme de politiques et mesures (section 2.2.2) ?
2. Si oui, quelles règles établir pour fixer le niveau d'un quota incluant des puits (section 2.2.3) ?
3. Finalement, quelles activités de séquestration seraient alors éligibles à être comptabilisées, et à quelle hauteur (section 2.2.4) ?

2.2.2 Des puits pour remplir ses engagements quantitatifs ?

Dans un discours qui peut sembler sans conséquence, avant Kyoto, une majorité de pays s'accorde pour une inclusion des efforts de protection des réservoirs et d'augmentation des puits dans les *politiques et mesures*. Mais les choses se compliquent lorsqu'on envisage cette prise en compte au sein

¹¹Ce mécanisme quantitatif sera doublé d'un marché de ces droits d'émission pour garantir l'efficacité économique du système caractérisée par l'égalisation des coûts marginaux d'abattement des secteurs émetteurs dans les différents pays.

¹²La contrainte quantitative sur le volume d'émission est appelée QELRO : Quantified Emission Limitation and Reduction Objective.

d'un système de *quotas d'émission*. Sur ce sujet, on peut ranger les positions des pays en trois catégories : Les pays défavorables à une utilisation des puits pour remplir son quota, les pays favorables à une utilisation immédiate (dès la première période d'engagement quantitatif), et finalement les pays favorables, mais uniquement "plus tard" lorsque les méthodes seront stabilisées.

2.2.2.1 Pays défavorables à l'inclusion des puits dans les quotas

C'est souvent pour des raisons d'indépendance nationale, et craignant l'apparition d'un droit d'ingérence dans leurs politiques d'usage des sols, que certains pays forestiers, paradoxalement, se prononcent contre les puits dans un système quantitatif¹³.

D'autres pays opposés aux puits le sont pour des raisons d'intégrité environnementale, craignant la création d'un échappatoire aux efforts fossiles, comme le Japon¹⁴. Pour cette même raison, la Suisse, la République Tchèque, la Hongrie et l'AOSIS¹⁵ sont aussi opposants aux puits, ou évitent délibérément de les mentionner dans leurs propositions [Depledge, 2000b].

Pour certains pays comme le Brésil, les deux motivations (préserver l'indépendance nationale et éviter que les pays du nord y trouvent un échappatoire) se superposent dans leur opposition aux puits. Au final, une déclaration des Iles Marshall [UNFCCC, 1997b, p.16] résume bien l'argumentaire des opposants aux puits : faiblesses méthodologiques et incertitudes scientifiques, manque de données disponibles, données peu comparables, création d'effets d'incitation pervers.

2.2.2.2 Pays favorables à l'inclusion immédiate des puits dans les quotas

Il s'agit de la plupart des pays à grande surface forestière, et attirés par la perspective de comptabiliser des volumes importants à ce titre : USA, Nouvelle Zélande, Norvège, Australie, Canada, Russie, mais aussi le Pérou et l'Islande. Toutefois, ces motivations "stratégiques", sont souvent "officiellement" couvertes par l'argumentaire selon lequel il serait incohérent¹⁶ de ne

¹³C'est l'avis notamment du Kenya [UNFCCC, 1997c, p.19] : "Including sinks would interfere with management and utilisation of land resources including forests. Land resources and forest are crucial to national economic development in Kenya."

¹⁴"The government of Japan believes that it is still premature now to include sinks in a legally binding QELRO. [...] We are afraid that inclusion of sinks may cause a significant loophole in assessing compliance with a legally binding QELRO" [UNFCCC, 1997b, p.11].

¹⁵L'AOSIS, ou Alliance des petits Etats insulaires, regroupe 43 petites îles et pays particulièrement vulnérable à l'évolution du niveau des mers.

¹⁶Selon les USA [UNFCCC, 1997b, p.51] : "Sinks should be included in QELROs for the first and subsequent budget period. Including the emissions but not the removals by

pas se servir des puits pour atteindre l'objectif ultime de stabilisation des concentrations, malgré le problème de la preuve de l'attribution purement anthropique de l'augmentation des stocks forestiers.

2.2.2.3 Pays favorables à l'inclusion différée des puits dans les quotas

L'Union Européenne (UE) se range entre les deux positions extrêmes précédentes. A l'intérieur de celle-ci, le Danemark résume brièvement sa position : *"It is not necessary to include sinks now"*. Nous reviendrons plus tard (Chap. 8 et 9) sur la pertinence d'un tel argument, qui pour lapidaire qu'il soit, n'en est pas moins au coeur du questionnement sur le rythme et le contenu optimal des politiques de mitigation. La position officielle de l'UE s'exprime de manière plus nuancée que la position danoise : elle indique une hiérarchie nette entre abatement fossile et prise en compte des puits : les puits peuvent faire partie de l'effort quantitatif, mais sous la condition incontournable que l'on se soit mis d'accord auparavant sur les modalités, règles et procédures de leur prise en compte¹⁷. Là aussi, il est utile de se souvenir de cette position, car l'échec futur du processus de négociation sera très lié au fait que l'on n'ait pas réussi à ce mettre d'accord sur ces points "techniques" *avant* de discuter du principe même et du volume admissible de puits au sein d'un quota.

De plus – et cela ne sera pas sans aggraver les difficultés de coordination internes à l'UE lors des conférences – cette position officielle cache mal d'importantes disputes internes, en raison de la présence historique de pays forestiers, aux premiers rangs desquels la Suède, la Finlande, l'Allemagne, l'Autriche et la France, sachant qu'en Europe, les puits forestiers sont estimés, en première instance, être proportionnels au stock sur pied [*Schelhaas et Nabuurs*, 2001]. La position intermédiaire de l'UE se rapproche donc d'un moyen terme dans la controverse sur les puits, une attitude certes "peu impatiente" d'utiliser les puits, mais également "non idéologique" contre ces derniers, à partir du moment où les garanties sont réunies pour qu'ils soient une stratégie efficace et non un simple échappatoire. Un avis aussi partagé,

any category or Party would be illogical and inconsistent with the approach taken by the UNFCCC."

¹⁷La déclaration de l'Europe est la suivante [UNFCCC, 1997b] : *"Parties included in Annex I shall, individually or jointly, ensure that their aggregate anthropogenic carbon dioxide equivalent emissions by sources of the greenhouse gases listed in Annex A do not exceed their commitments, expressed in terms of emissions budgets, inscribed in Attachment 1. Subject to relevant modalities, rules and guidelines, to be decided by the first MOP, Parties that apply the methodologies referred to under Article 4 of the UNFCCC may count their enhancement of removals by sinks against their aggregate anthropogenic CO₂ equivalent emission by sources under Article 3.1. The agreed position of the EU recognises the desirability of eventually taking into account sinks in QELROs, once the modalities for doing so can be agreed."*

pour preuve, par des Parties parmi les plus vulnérables a priori au changement climatique, comme les îles du Pacifique (Nauru) : *“As soon as the definition of anthropogenic sinks is agreed and uncertainties reduced by appropriate methodologies and reporting procedures, sinks should be included in QELROs.”*

2.2.3 Comment définir les quotas ?

2.2.3.1 Une pression diplomatique pour des efforts ambitieux et peu différenciés

A partir du moment où était acté le principe d'une contrainte légale via le respect d'un quota d'émission par Partie (section 2.2.1), le principal problème se résumait à la fixation du (ou des) niveaux admissibles en MtC/an pour chaque Partie. Sur ce point, il semblait évident que les quotas devaient être liés aux émissions historiques des pays. On déciderait donc d'une année de référence par rapport à laquelle on définirait un effort relatif, éventuellement modulé en fonction de caractéristiques propres à une Partie, comme le niveau d'émission par tête, ou l'intensité énergétique du PIB, ou le PIB par tête : une position économique défavorable (Portugal, Irlande), ou une situation énergétique déjà vertueuse (France) pouvait en effet justifier que l'effort requis soit moindre dans un premier temps. La détermination des pourcentages d'effort sera en effet le point crucial (et le principal message médiatique) de la conférence de Kyoto.

Fixation du niveau des émissions de référence (même règle pour tous), puis négociation du niveau d'effort en pourcentage de celle-ci (efforts pouvant être différenciés) : le principe de l'établissement des quotas semble simple. Et il semblait alors logique que (i) les secteurs fossiles *et les puits* participent du calcul de la référence, et (ii) le bilan carbone *des deux secteurs* participe de l'observance du quota. Mais d'autres choix vont être effectués sur lesquels nous allons revenir : la participation des puits à définir la référence historique, chose qui participait du bon sens à partir du moment où l'on se servait des puits pour l'observance du quota, va être remise en cause.

Pour comprendre ce traitement différencié réservé aux puits, il faut revenir aux conditions diplomatiques précédant la conférence de Kyoto. A cette époque, une importante pression diplomatique était exercée par l'Union Européenne, que personne n'osait trop critiquer sous peine d'être montré du doigt, et qui exigeait que, en plus d'être économiquement ambitieux¹⁸, l'effort relatif exprimé en pourcentage de réduction devait être aussi peu différencié que possible pour l'ensemble des Parties. Or, pour certains pays comme le Japon, très exposé médiatiquement car hôte de la conférence de

¹⁸L'Europe abordait la conférence de Kyoto avec l'objectif de parvenir à un objectif moyen de -15% sous les niveaux de 1990.

Kyoto, accepter un objectif de réduction de 6% ne pouvait se faire sans comptabiliser au moins partiellement le bilan du secteur forestier au titre des efforts produits.

En d'autres termes, le dogme lié à l'adoption d'objectifs de réduction ambitieux et aussi convergents que possible, appelait certaines Parties à trouver une solution "comptable" pour alléger la contrainte globale. En particulier, techniquement, si les engagements sont similaires en pourcentage, la définition de la référence devient cruciale en tant que variable d'ajustement de l'effort finalement requis. D'où l'idée pour certains d'utiliser les particularités liées à la comptabilisation des puits pour alléger la référence. En effet, les puits, s'ils présentent généralement l'avantage d'aider à l'observance du quota, ont aussi le grand désavantage de baisser le niveau de la référence par rapport aux simples émissions fossiles. Il est alors tentant de les "oublier" dans la référence, tout en comptant sur eux dans l'observance.

Politiquement, cet artifice comptable est porteur. En effet il est préférable de définir une référence plus haute (en oubliant les puits) tout en affichant un pourcentage de réduction plus important, que de faire l'inverse, tout simplement car la question du choix de la référence est très technique, alors que celle du pourcentage de réduction se résume en un chiffre très porteur médiatiquement. Mais ce schéma asymétrique, appelé "brut/net", qui sera *in fine* retenu comme nous allons le voir, présente le grand biais d'appeler mécaniquement les secteurs agricoles et forestiers à occuper une place stratégique, que n'a pas, proportionnellement, le secteur fossile. Revenons maintenant sur les termes techniques de ce débat.

2.2.3.2 Définitions relatives à l'insertion des puits dans le calcul de la référence

Avant la conférence de Kyoto, le secrétariat à la convention, dans le cadre du Groupe Ad Hoc sur le Mandat de Berlin, était conscient de ce jeu d'interférences entre niveau de la référence (avec ou sans puits) et effort fossile. Les Parties étaient donc formellement invitées à prendre position sur le rôle des puits dans l'établissement de la référence, et ce, *avant* de commencer la négociation sur les "pourcentages" de réduction, prévue pour Kyoto.

Une multitude d'approches étaient alors sur la table de travail : une communication du Danemark détaille pas moins de sept systèmes différents [UNFCCC, 1997b, p. 3–10]. Nous tâcherons de faire ici "au plus simple", en prenant le débat à l'étape où il se polarise sur un choix binaire d'une approche nette/nette (favorisée par le Brésil, l'Islande, la Norvège, la Russie, les USA, l'Australie) ou brute/nette (initialement proposée par la Nouvelle-Zélande), définies de la manière suivante :

Définition 7 (Emissions brutes et émissions nettes) *On appelle émissions brutes de GES les émissions de tous les secteurs, sauf le bilan net des activités liées à l'utilisation des terres, au changement d'utilisation des terres et à la foresterie (LUCF). On appelle émissions nettes de GES la somme des émissions brutes et du bilan net du secteur LUCF (i.e. sources moins puits), pouvant selon les pays, être une source (+) ou un puits (-).*

Définition 8 (Système net/net et système brut/net) *On appelle système net/net un schéma comptable dans lequel le quota est défini en pourcentage des émissions nettes de l'année de référence. Les émissions nettes sont également prises en compte pour l'observance de ce quota dans la période d'engagement. On appelle système brut/net un schéma comptable dans lequel le quota est défini uniquement en pourcentage des émissions fossiles de l'année de référence. Par contre, l'observance de ce quota dans la période d'engagement est définie en terme d'émissions nettes (puits inclus).*

2.2.3.3 Arguments en faveur d'un système net/net

Quelques mois avant la conférence de Kyoto, la majorité des pays penchaient pour un système dit "net-net". Pour les USA, cela résulte avant tout d'une question de cohérence ("consistency") [UNFCCC, 1997b, p.53] : à partir du moment où les puits sont autorisés pour vérifier ses engagements, ils doivent aussi participer de leur définition. La comptabilité nette/nette est vue comme présentant l'intérêt de ne pas préjuger de l'effort attendu de la part des secteurs forestiers et fossiles : participent à l'effort de réduction, au titre des puits, les seules *améliorations* de leur efficacité (en terme de flux séquestrés en MtC/an) par rapport à l'année de référence, un régime purement identique au secteur fossile.

Cette approche est aussi favorisée par l'UE (voir la déclaration de l'UE p. 77) : en pratique, les puits peuvent être importants relativement à la référence (c'est par exemple le cas de la France pour laquelle la forêt stocke actuellement 10% des émissions fossiles annuelles), mais *l'amélioration* de ce flux séquestré est plus problématique, et concerne en pratique des volumes beaucoup plus faibles, diminuant nettement l'attrait des politiques d'usage des sols comme variable d'action, et aussi leur rôle dans le quota. Ce faisant, l'éventualité que celles-ci constituent un point de blocage des négociations eut été moins probable.

Mais l'approche nette/nette pose, de manière concomitante, le problème du "grandfathering" pour les pays candidats à l'Annexe I présentant de fortes émissions liées au changement d'usage des sols (Tab. 2.2). Si le Brésil rejoignait l'Annexe I avec un taux de déforestation élevé, un cadre *net/net* lui permettrait d'inclure dans la référence les flux de carbone associés (454 MtC/an en 1989). Or, comme le souligne le Danemark : "*would it be fair to*

Pays	Référence (Emissions fossiles 1990)	Effet (%)
N.-Zélande	100	-81
Suède, Lettonie	100	-62
Finlande	100	-56
Norvège	100	-29
Estonie	100	-23
Autriche	100	-21
Irlande	100	-17
Espagne, Suisse	100	-10
Allemagne, France, Italie, USA	100	-9
Japon, Slovaquie	100	-7
Danemark, Bulgarie (1988)	100	-5
Hongrie (1985-87)	100	-4
Belgique	100	-2
Pays-Bas, Rép. Tchèque, Roumanie (1989)	100	-1
Pologne (1988)	100	0
Roy.-uni	100	+3
Australie	100	+25

TAB. 2.1: Effet des puits sur le volume d'émission de référence. La seconde colonne donne le pourcentage de réduction ou d'augmentation des émissions nationales de référence induit par l'inclusion du changement d'usage des sols et de la forêt. Ces valeurs sont égales à $(\text{ref. nette/ref. brute} - 1) \times 100$. D'après *WBGU* [1998]. NB : Grèce, Luxembg., Portugal, Canada, Slovénie, Ukraine : données non disponibles.

give a perpetual credit based on a large source in the base year?” En effet, dès lors, toute trajectoire de déforestation qui se ferait simplement à “vitesse réduite”, générerait un crédit carbone. Et l'on pourrait se trouver dans une situation somme toute paradoxale, dans laquelle le Brésil continuerait à brûler ses forêts, jusqu'à disparition totale, tout en profitant d'*un avantage carbone*, pourvu que ce défrichement se fasse à un rythme moins élevé qu'en l'année de base¹⁹.

Malgré ces objections, un consensus autour du net/net réunissant entre autres les USA, l'UE et l'Australie semble se dégager. Cette dernière pourrait ainsi augmenter sa référence de près de 25% par rapport à un Protocole basé uniquement sur l'effort fossile (Tab. 2.1).

2.2.3.4 Arguments en faveur d'un système brut/net

Ce quasi-consensus va être brisé par les préoccupations de la Nouvelle-Zélande. En effet, en 1990, la séquestration de carbone dans les forêts néo-zélandaises compensait plus de 80% des émissions anthropiques de ce pays

¹⁹En 2002, au Brésil, ce rythme est de 2,5 Mha/an, pour une surface forestière restante de 180 Mha (286 Mha en 1700) [INPE, 2004]. Au rythme actuel de déboisement, l'espérance de vie de la forêt Amazonienne est donc de 72 ans.

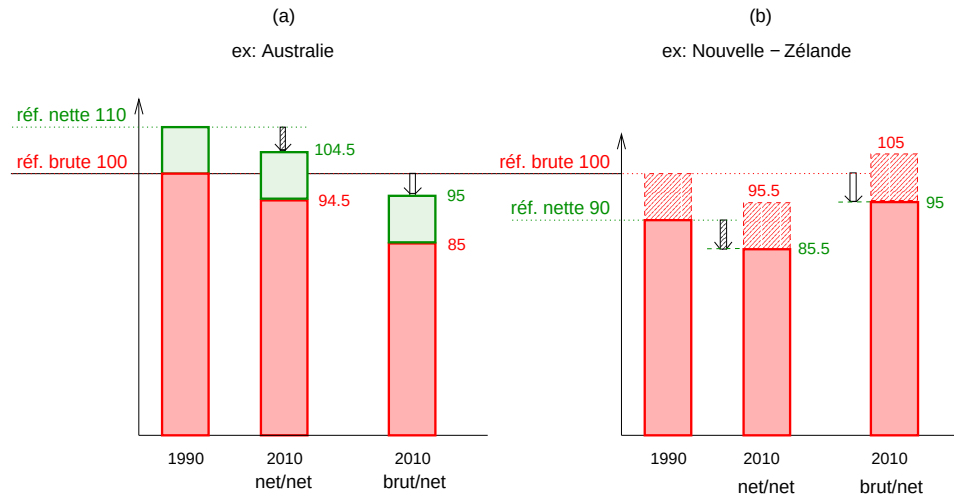


FIG. 2.1: Référence brute ou nette et conséquences sur l'effort requis, pour un engagement de réduction de 5% par rapport à la référence. L'histogramme de gauche décrit la situation dans l'année de référence (1990) : émissions fossiles ou brutes, en rouge (100 dans les 2 cas), émissions du secteur LUCF en vert. (a) Cas d'un pays dont le secteur LUCF (en gris foncé) est une source (+10) dans l'année de référence, typiquement l'Australie. (b) Cas d'un pays, typiquement la Nouvelle-Zélande, dont le secteur LUCF est un puits (-10), et compense pour partie les émissions fossiles (zone hachurée). Le bilan LUCF est considéré identique en 1990 et en 2010 dans chaque cas. L'histogramme du milieu donne le quota dans une approche net/net. L'histogramme de droite donne le quota dans une approche brut/net. Pour un même engagement de réduction en pourcentage de la référence (-5%), les pays dont le secteur LUCF est une source (cas a) ont moins d'effort fossile à faire dans une approche à référence nette qu'en référence brute. C'est l'inverse dans le cas (b). Les cas de figure ci-dessus considèrent que la source ou le puits LUCF est identique dans la période d'engagement et dans l'année de référence. Dans tous les cas, il y a cependant incitation à augmenter le puits LUCF (ou diminuer la source).

Pays	Emissions (MtC/an)	
	déforestation	comb. fossiles
Brésil	454	96
Indonésie	124	87
Birmanie	83	3
Mexique	64	96
Thaïlande	62	48
Colombie	59	15
Nigéria	57	23
Zaïre	57	1
Malaisie	50	36
Inde	41	251
France	1.7†	108

TAB. 2.2: Emissions de carbone provenant de la déforestation tropicale pour les 10 pays présentant les sources les plus importantes. Données déforestation relatives à l'année 1989 [Houghton, 1991], données fossiles relatives à 2001 [AIE, 2003]. † : flux comptabilisés sous l'Article 3.3.

(Tab. 2.1). Pour la Nouvelle-Zélande, une approche nette/nette est inacceptable, car le fort puits néo-zélandais en 1990 réduit mécaniquement son budget carbone (Fig. 2.1 cas b). Certes, c'est sans conséquence en terme d'effort fossile si de tels puits gardent leur force dans la période d'engagement. Mais, les puits forestiers ne sont physiquement pas soutenables à long terme, le volume des réservoirs ne pouvant augmenter indéfiniment (saturation) : un effort supplémentaire sera alors demandé au secteur fossile.

Pour pallier à cet inconvénient, la Nouvelle-Zélande proposait [UNFCCC, 1997b, p.34–45] un schéma complexe, établissant pour chaque pays une référence “brute-contractée”, égale aux émissions fossiles de chaque Partie *abattues* de 12%, pour tenir compte de l'efficacité globale des puits de l'Annexe I, dont on estimait qu'ils permettaient globalement de capter 12 à 15% des émissions fossiles. Ceci revenait, par rapport à l'approche nette/nette, à baisser d'autant et uniformément pour chaque Partie, les objectifs quantitatifs. Il est particulièrement intéressant de noter que la Nouvelle-Zélande n'a pas commis l'erreur de proposer directement une approche brute/nette : par rigueur intellectuelle, son approche, *intégrée sur le globe*, équivaut à l'approche nette/nette. Mais, appliquée à son cas particulier, un taux de contraction global de 12% pour le calcul de la référence nette des puits est infiniment préférable à son taux national de 81%.

Tout l'art du négociateur est ici d'utiliser l'extrême technicité du débat sur les puits dans le sens d'un relâchement, plus ou moins caché, de la contrainte pesant sur le secteur fossile. En fait, pour la Nouvelle Zélande, le fait de posséder de grands puits est à double tranchant, selon la méthode qui sera retenue : pénalisée par une approche nette-nette qui lui impose

de maintenir dans le futur le niveau de ses puits, la Nouvelle Zélande tire en revanche un grand bénéfice de l'approche brute-nette, même avec un abattement initial de 12%, en raison de l'efficacité, certes éventuellement diminuée, de ses puits dans les prochaines période d'engagements. C'est pour cette raison que des pays comme la Suède, la Finlande et l'Autriche, en tête des pays à "forts puits" (Tab. 2.1) ont rejoint la Nouvelle Zélande dans cet argumentaire.

Cette crainte de la non-soutenabilité des puits est partagée par d'autres Parties, dont les USA [UNFCCC, 1997b, p.53], qui anticipaient une tendance baissière de leurs puits de carbone, notamment forestiers : en 1990, ces puits séquestraient 305 MtC/an (pour 1653 MtC d'émissions), et ne devaient plus être efficaces qu'à hauteur de 251 MtC/an en 2012 [Schlamadinger et Marland, 2000], soit une perte d'efficacité de 55 MtC/an, l'équivalent de la moitié des émissions françaises. Pour autant, les USA ne préconisaient pas d'adopter une approche brute/nette comme la Nouvelle-Zélande, mais, simplement de fixer des pourcentages de réduction moins ambitieux. Les USA arrivaient donc à Kyoto avec comme mission diplomatique d'obtenir un *maintien* des émissions nettes en 2010 à leur niveau *net* de 1990, ce qui aurait été équivalent à accepter un objectif d'environ -3% par rapport au niveau *brut* de 1990.

Mais, comme nous le verrons plus tard, le couple (approche nette/nette, engagements en pourcentage moins ambitieux) sera rejeté au profit de l'association de l'approche brute/nette et d'engagements plus contraignants en pourcentage. Ceci sera finalement très dommageable, puisque l'approche nette/nette aurait eu l'immense mérite de limiter, par simple effet de volume, l'intérêt des puits dans la suite des négociations, et donc les tensions qui s'y sont rattachées.

2.2.4 Limiter les activités admissibles et/ou les quantités comptabilisables au titre des puits ?

Si des puits, nous venons de le voir, sont utilisés pour l'observance, la question reste entière de la sélection des activités de séquestration éligibles au calcul, et si oui, de leur degré de comptabilisation (100% ou moins). Quelles activités participent du calcul, et les tonnes qu'elles séquestrent doivent-elles être comptabilisées au même titre que les tonnes "non-émise" depuis le réservoir fossile ? Nous verrons par la suite (Chap. 4) qu'une séparation des systèmes comptables entre émissions fossiles et émissions nettes liées à l'usage des terres aurait peut-être été souhaitable, car, comme nous le montrerons, les conséquences atmosphériques de long terme sont différentes lorsqu'on injecte du CO₂ dans l'atmosphère depuis un réservoir inerte comme le réservoir fossile, par rapport au fait de le transférer d'un réservoir *actif* comme la biomasse et les sols.

Une telle solution extrême séparant les cadres comptables n'étant plus envisageable politiquement, il n'en reste pas moins que plusieurs éléments justifient une comptabilisation uniquement partielle des volumes effectivement séquestrés :

- (i) les tonnes séquestrées ne le sont pas à 100% du fait d'une action délibérée de l'homme (les forêts "poussent toutes seules"),
- (ii) quand l'homme a sa part de responsabilité, c'est souvent *via* des activités qui relèvent déjà du "business as usual" (l'accroissement actuel des stocks forestiers français sont le résultat de plans de gestion de l'Office National des Forêts établis il y a plusieurs décennies, et ne relèvent pas d'un effort climatique additionnel).

Ces raisons poussent à une comptabilisation partielle des puits. Or, ceci peut être mis en œuvre de deux manières : en limitant les activités admissibles, ou en limitant les volumes créditables à leur titre.

2.2.4.1 Sélection des activités admissibles

Le premier réflexe des détracteurs des puits est de pousser à la prise en compte d'une liste très restreinte d'activités de séquestration éligibles, afin de limiter les volumes créditables. Mais ceci n'est pas sans problème : seule une liste très large d'activités admissibles fait tendre le système vers la comptabilité carbone totale (full-carbon accounting), seule solution pour éviter le *leakage* (déclenchement de sources de carbone échappant à la comptabilisation) associé à un système comptable partiel. *McCarl et al.* [2001] ont montré que des programmes de boisements induiraient des pressions supplémentaires sur les terres agricoles, et l'utilisation de techniques agricoles plus intensives, conduisant à des émissions supplémentaires de CO₂ et de CH₄ du secteur agricole, des effets qui réduisent significativement, jusqu'à 50% [*McCarl*, 1998], le bénéfice carbone consolidé du programme de plantation. Au total, l'enjeu est de s'affranchir des effets adverses de type *leakage*, en consolidant des listes d'activités trop partielles, tout en évitant la mise en place d'une approche "full-carbon accounting" mal comprise, où "trop" de flux seraient crédités.

2.2.4.2 Limitation des quantités créditables

En théorie il n'est légitime de créditer uniquement des bilans de carbone résultant de l'action de l'homme [*UNFCCC*, 1992, Art. 12-1-a]. Mais chacun s'accorde sur la difficulté d'une telle tâche : comment séparer, pour un écosystème géré donné, la part de stockage imputable à l'homme de celle résultant de l'action de la nature ? L'Europe utilisera ce constat pessimiste, faisant apparaître des difficultés méthodologiques nouvelles, comme argument pour limiter au maximum les activités admissibles et pour reporter le

débat à la seconde période d'engagement. Il est remarquable que les USA déduiront du même argumentaire, des recommandations diamétralement opposées [UNFCCC, 1997b, p.52]

“Due to vast differences in national circumstances, and the arbitrary nature of defining “anthropogenic”, the US believes that all changes in the LUCF sector should be included in a Party’s accounting [...]. It is impractical to determine or negotiate what portion of the changes in carbon sinks and reservoirs are due to actions taken before or after any other point in time, or which are due to non-anthropogenic causes. The US believes that it would be inappropriate and arbitrary to limit the inclusion of sinks in a QELRO.”

Le Brésil et plus généralement le G⁷⁷ et la Chine²⁰ affichent la même préoccupation que l'Europe, mais surtout pour des raisons stratégiques, afin de limiter un éventuel échappatoire pour les pays du nord.

2.3 Le phrasé surprise du Protocole de Kyoto

2.3.1 La question des puits d'abord reléguée au second plan

Les différences de point de vue que nous venons d'esquisser n'empêchent pas de mettre tout le monde d'accord, avant Kyoto, sur le fait que l'effort “net” dérivé de l'objectif quantitatif qui sera affiché au Japon, dépendra étroitement du choix du système de comptabilisation des puits. La détermination des mécanismes permettant de valider les puits semble un pré-requis à la négociation des objectifs quantitatifs en soi, un avis repris par les USA [UNFCCC, 1997b, p53] :

“The US believes that it is important to set definitely the general framework for accounting for sinks prior to determination of the QELRO, since any change in this framework would change the nature and stringency of the obligation. Such a framework must include a determination of which sources and sinks of GHGs are included in the QELRO and how sinks are to be accounted.”

Cet avis est partagé, à des fins stratégiques clairement affichées, par l'Islande : *“If sinks are not included in a protocol this would limit Iceland’s ability to set ambitious QELROs”*, et la Norvège : *“Inclusion of sinks in a QELRO may make it possible to accept a more ambitious QELRO than without.”*

²⁰Le “G-77 et la Chine” est un groupe de pays en développement, historiquement fondé en 1964 dans le contexte de la conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement (CNUCED), afin de faciliter des prises de positions communes au sein des processus de l'ONU [Depledge, 2000a]. Le “G-77 et la Chine” comprend actuellement 132 membres, parmi les pays en développement. Cependant, le “G-77 et la Chine” est par essence un groupe dont les intérêts sur la question du changement climatique sont très divers.

Il eût donc été sage, quoique effectivement plus compliqué, de dresser la liste des puits éligibles avant de négocier, à Kyoto, les quotas proprement dits. Cependant, l'UE ne voulait décider de la liste *qu'une fois définies les modalités de prise en compte*, travail beaucoup plus délicat, et sur lequel aucun consensus n'a pu être établi avant que la négociation sur les engagements ne commence à Kyoto. Au final, ni la liste ni les modalités de prise en compte des puits n'étaient clarifiées, et on allait, à Kyoto, discuter des engagements quantitatifs sans savoir à quel point les puits seraient utilisés par la suite.

Ces problèmes méthodologiques donnaient l'impression, dans les semaines qui précédaient la négociation de Kyoto, que la prise en compte des puits serait reportée à la seconde période d'engagements. Le centre des discussions concernait plutôt le niveau global des efforts de réduction des émissions et la question de la participation des pays en voie de développement, voulue "significative" (meaningful) par la présidence Clinton, outre-Atlantique. Ainsi remontait à la surface un débat laissé de côté en 1995, liant les efforts acceptables par les USA au degré de participation du G-77 et de la Chine. Or, la stratégie du G-77 et de la Chine était, à l'opposé, centrée sur le rejet de tout ce qui pouvait ressembler à un engagement quantitatif, si bien que la question des pays en développement apparaissait donc comme le risque majeur de blocage.

Au final, avant Kyoto, d'une part le problème de l'intégration des PVD dans le système semblait prioritaire sur l'agenda, et d'autre part, les problèmes connus des puits : permanence, vérification, saturation, équité du système de comptabilisation, conflit potentiel avec d'autres objectifs de développement durable, semblaient trop importants et irrésolus à ce stade pour conduire à un accord sur les puits, même en présence d'un consensus général sur la nécessité de les inclure à plus long terme. Ceci est bien résumé, même si elle devait radicalement changer durant la conférence, par la position japonaise *avant* Kyoto :

"In the long run, anthropogenic sinks should be included in a QELRO because effects on climate change is dependant on atmospheric concentration of GHGs, which is affected by both GHG emissions and GHG sinks. By including sinks in a legally binding QELRO on the basis of the present level of scientific knowledge, we may encounter significant problems in estimating and verifying "net" anthropogenic emissions. [...] On the other hand, we recognize the very different nature of sinks, compared with emission by sources. [...] We are afraid that inclusion of sinks may cause a significant loophole in assessing compliance with a legally binding QELRO."

Cet argumentaire a repoussé le débat sur les puits en marge des négociations de Kyoto, le Protocole étant au premier chef sensé encadrer un effort de mitigation fossile. Ainsi, l'incertitude sur le rôle des puits était maintenue jusqu'à une phase avancée des négociations [*Schlamadinger et*

Marland, 2000] : “By the fourth day of negotiations in Kyoto, draft text still offered options ranging from complete omission of sinks, to a full net-net approach, to a gross-net option in which activities limited to afforestation, reforestation, deforestation and harvesting, since 1990, could be used to meet commitments.” Mais certaines Parties vont tourner en leur faveur ce manque de vigilance : les puits vont “passer en force” dans un final où l’Australie, puis le Japon, tireront leurs épingles du jeu.

2.3.2 Un final à rebondissement

2.3.2.1 Approche comptable : du brut/net (Art. 3.3) à l’ultimatum australien (Art. 3.7)

Nous avons vu en quoi l’approche “nette-nette” constituait un point de blocage pour certaines Parties dont la Nouvelle Zélande. L’attitude de la Nouvelle-Zélande allait convaincre les USA à les suivre en faveur de la méthode “brute/nette”, pour que celle-ci devienne la règle. La manière de définir les engagements (Assigned Amounts) de manière “brute”, c’est à dire relativement à une référence n’incluant *que* les émissions fossiles est l’objet de l’Article 3.1 du Protocole [UNFCCC, 1997a, Art 3.1] :

“The Parties included in Annex I shall, individually or jointly, ensure that their aggregate anthropogenic carbon dioxide equivalent emissions of the greenhouse gases listed in Annex A²¹ do not exceed their assigned amounts²², calculated pursuant to their quantified emission limitation and reduction commitments inscribed in Annex B²³ and in accordance with the provisions of this Article [...].”

Ainsi défini le principe de fixation du niveau du quota (Assigned Amount), relativement aux seules émissions fossiles, restait à décider de l’éventuelle co-existence des émissions fossiles et des puits²⁴ au titre du respect du quota.

²¹L’Annexe A liste les six gaz à effet de serre comptabilisables : CO₂, CH₄, N₂O, Hydrofluorocarbones (HFCs), Perfluorocarbones (PFCs), SF₆, et les secteurs contribuant à la comptabilisation. Le calcul exclut volontairement les émissions nettes *non fossiles* liées aux changements d’usage des terres, et à la séquestration de carbone dans les secteurs agricoles et forestiers. Le terme “émissions” de l’Art 3.1 s’entend donc dans le sens *émissions fossiles* uniquement, ce qui inclut toutefois, pour les secteurs agricoles et forestiers, leurs émissions liées aux *consommations d’énergie*.

²²Les “Assigned Amounts” sont par définition les quotas à ne pas dépasser en moyenne annuelle sur la période 2008-2012.

²³Cette Annexe liste les engagements de réduction par pays de l’Annexe I. Le plafond annuel d’émission pour 2008-2012 (Assigned Amount) est obtenu en multipliant les *émissions fossiles* (tout GES en équivalent carbone) de 1990 par l’engagement de réduction : Par exemple Australie 108, UE 92, Canada 94, Islande 110, Japon 94, Nouvelle-Zélande 100, Norvège 101, Pologne 94, Russie 100, Ukraine 100, USA 93.

²⁴En toute rigueur, l’Article 3.3 ne traite que des puits liés au changement d’affectation des terres (boisements, reboisements, déboisements). Le cas des puits sur les terres ne changeant pas d’affectation (terres agricoles, forêts gérées...) est laissé à l’Article 3.4, avec un schéma comptable brut/net identique, mais, nous le verrons, une indétermination sur

C'est l'objet de l'Art. 3.3 [UNFCCC, 1997a, Art 3.3] :

"The net changes in greenhouse gas emissions by sources and removals by sinks resulting from direct human-induced land-use change and forestry activities, limited to afforestation, reforestation and deforestation since 1990, measured as verifiable changes in carbon stocks in each commitment period, shall be used to meet the commitments under this Article of each Party included in Annex I. [...]."

Au total, l'approche brute/nette est donc confirmée par le texte du Protocole de Kyoto. Quantitativement, *sous réserve de la comptabilisation de leurs activités agricoles et forestières au titre de l'Article 3.4*, le passage du net/net au brut/net permet aux USA de relever leur quota de 50 MtC, une quantité équivalente à 3% des émissions fossiles de 1990. Les USA pouvaient ainsi "risquer" d'accepter un engagement de réduction de -7% en brut/net, équivalent à -4% en net/net : un tel mouvement stratégique leur permettait donc d'afficher à la face du monde un objectif quantitatif plus ambitieux que celui qui faisait partie de leur valise diplomatique (0%), et surtout, plus proche que de celui prôné initialement par l'UE (-15%), et surtout très proche de celui auquel l'UE s'engagera (-8%). Finalement, pour les USA, en dépit de son caractère bancal, l'approche "brute-nette" présentait le grand avantage "médiatique" de montrer que l'on adopte un effort similaire à l'UE, tout en préservant l'argumentaire technique interne permettant d'expliquer que, grâce aux puits, il n'en sera rien²⁵.

Au total, l'approche brute/nette s'impose donc comme le compromis possible de la négociation... sauf pour l'Australie (Tab. 2.1), et ceci ne manquera pas d'avoir des conséquences. En effet, dans la dernière session plénière où le Protocole devait être approuvé ligne à ligne par les ministres, l'Australie prend tout le monde par surprise en conditionnant sa signature à l'ajout de

la liste des activités éligibles et les volumes ainsi créditaibles.

²⁵En témoigne le discours de Stuart Eizenstat, Under Secretary of State for Economic, Business and Agricultural Affairs devant le Sénat, le 11 février 1998, au lendemain de la conférence de Kyoto [Eizenstat, 1998] : *"Our first objective – realistic targets and timetables among developed countries – had to be a credible step in reducing the dangerous buildup of greenhouse gases, yet measured enough to safeguard U.S. prosperity at home and competitiveness abroad. In the end, we secured the key elements of the President's proposal on targets and timetables, often over the initial objections of the European Union and other developed countries : the agreement and related decision include [...] differentiated targets for the key industrial powers ranging from 6% to 8% below baseline levels (1990 and 1995) of greenhouse gas emissions, with the United States agreeing to a 7% reduction. [...] An innovative proposal shaped in part by the United States, allowing certain activities, such as planting trees, that absorb carbon dioxide – called "sinks" – to be offset against emissions targets. This will both promote cost-effective solutions to climate change and encourage good forestry practices. As a major forestry nation this will be of special benefit to the United States. [...] When changes in the accounting rules for certain gases and offsets for activities that absorb carbon dioxide are factored in, the level of effort required of the United States is quite close to the President's original proposal to return emissions to 1990 levels by 2008-2012, representing at most a 3 percent real reduction below that proposal, and perhaps less."*

la condition suivante [UNFCCC, 1997a, Art 3.7] :

“Les Parties visées à l’Annexe I pour lesquelles le changement d’affectation des terres et la foresterie constituaient en 1990 une source nette d’émissions de gaz à effet de serre prennent en compte dans leurs émissions correspondant à l’année ou à la période de référence, aux fins du calcul de la quantité qui leur est attribuée, les émissions anthropiques agrégées par les sources, exprimées en équivalent-dioxyde de carbone, déduction faite des quantités absorbées par les puits en 1990, telles qu’elles résultent du changement d’affectation des terres.”

Cette condition qui prendra la forme d’un article à part entière du Protocole (Art. 3.7), stipule que les Parties dont le changement d’affectation des terres constitue une source dans l’année de base, ont le droit de s’appliquer le système net/net, permettant de rehausser d’autant leurs émissions de référence. Mis devant le fait accompli, et pour ne pas bloquer la négociation si près du but, les autres ministres n’avaient pas d’alternative et acceptaient l’ajout de cette clause. Au final, le système mis en place permet à chaque Partie de choisir un calcul net/net ou brut/net, selon le résultat le plus favorable pour le pays. Mais l’Australie est le seul pays de l’Annexe I dont le secteur LUCF est une source significative en 1990 (25% du total des émissions du pays en 1990). L’énoncé est donc sur-mesure pour l’Australie, et permet d’augmenter de 25 points son QELRO, déjà fixé à +8% de la référence de 1990.

Toutefois, l’Article 3.7 aura peut-être son utilité dans le futur, à l’heure où il faudra inclure dans l’Annexe I certains pays en développement présentant des taux de déforestation élevés : la clause australienne allégera d’autant le coût de leur entrée dans un système contraignant. Mais cet avantage stratégique, facilitant l’entrée de certains pays du Sud comme le Brésil, est aussi un mauvais message aux pays touchés par la déforestation : l’Article 3.7 n’est rien qu’une invitation implicite à maintenir des taux élevés de déforestation – ou tout du moins à ne rien faire pour les diminuer, afin d’entrer dans un système légalement contraignant avec une référence la plus élevée possible.

2.3.2.2 Les activités éligibles “additionnelles” ou la surprise japonaise (Art. 3.4)

Le deuxième effet de surprise sera associé à la négociation de la liste des activités éligibles à l’observance du quota : le choix d’une approche brute/nette, dans laquelle les volumes séquestrés apparaissent dans l’observance mais pas dans la référence, rendait nécessaire aux yeux des détracteurs des puits l’instauration d’un panel d’activités aussi réduit que possible, pour limiter cet effet de volume²⁶.

²⁶Rappelons que l’accroissement annuel de la forêt française représente actuellement 10% des émissions fossiles du pays : une quantité très importante en regard de l’effort de réduction exigé pour la France, qui est celui d’un *maintien* de ses émissions nettes au

Un consensus s'établit vite pour que les bilans carbone liés au *changement* d'affectation des terres soient éligibles : c'est le cas des activités de déboisement, de boisement et de reboisement, faisant l'objet de l'Article 3.3 du Protocole, sans toutefois qu'une définition précise de ces termes soit arrêtée à ce stade²⁷.

Mais, *quid* du crédit des flux de carbone séquestrés sur des terres *ne changeant pas d'affectation*, en utilisation "normale", c'est à dire, qui restent en forêt, en cultures ou en pâturages ? L'enjeu est de taille, car pour les pays de l'Annexe I les volumes concernés sont potentiellement beaucoup plus importants (puits de 453 à 855 MtC selon les méthodes de comptabilisation, toutes activités confondues de foresterie, d'élevage et de gestion des cultures, voir Tab. 2.3, p. 102) que ceux tombant sous le coup du simple Article 3.3, qui sont même globalement des sources pour les pays de l'Annexe I (40 MtC/an liés au changement d'affectation des terres, dont 34 MtC/an pour la Russie).

Certes, on s'entendra sur le fait que seules soient éligibles de telles activités ayant commencé *avant 1990 et directement liées à l'action de l'homme*. Mais, du fait de la difficulté de s'entendre, dans le temps imparti de la négociation, sur des modalités "techniques" précises du traitement de ces activités "additionnelles"²⁸, et pour toutes les raisons bien résumées par la position européenne, il devenait évident que ces activités ne seraient prises en compte qu'à partir de *la seconde période d'engagement*, donc associées aussi à un autre ensemble d'engagements quantitatifs. L'Article 3.4 concernant ces activités incitait donc les groupes de travail à clarifier cette question dans un futur proche, et s'énonçait initialement dans ces termes : [UNFCCC, 1997a, Art 3.4].

"Prior to the first session of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to this Protocol, each Party included in Annex I shall provide [...] data to establish its level of carbon stocks in 1990 and to enable an estimate to be made of its changes in carbon stocks in subsequent years. The Conference of the Parties [...] shall [...] as soon as practicable thereafter, decide upon modalities, rules and guidelines as to how, and which, additional human-induced activities related to changes in greenhouse gas emissions by sources and removals by sinks

niveau des émissions brutes de 1990.

²⁷On s'entendra définitivement sur une acceptation juridique de ces termes, à la conférence de Marrakech [UNFCCC, 2001a] : Un boisement désigne "*la conversion anthropique directe en terres forestières de terres qui n'avaient pas porté de forêts pendant au moins 50 ans, par plantation, ensemencement et/ou promotion par l'homme d'un ensemencement naturel*". Le reboisement est identique au boisement, mais pour des terres ayant été forestées dans le passé, sans que soit cependant fait mention d'une durée minimale d'affectation "hors forêt" avant le reboisement. Il est cependant stipulé que "*pour la première période d'engagement, les activités de reboisement seront limitées au seul reboisement de terres qui ne portaient pas de forêts à la date du 31 décembre 1989*". Finalement, un déboisement désigne "*la conversion anthropique directe de terres forestières en terres non forestières*."

²⁸Dans le sens où elles sont additionnelles à celles de l'Article 3.3.

in the agricultural soils and the land-use change and forestry categories shall be added to, or subtracted from, the assigned amounts for Parties included in Annex I, taking into account uncertainties, transparency in reporting, verifiability, the methodological work of the IPCC, the advice provided by the SBSTA²⁹ [...] ”

Pour confirmer cette interprétation, M. Estrada, Président de la conférence jugeait utile de terminer l'Article 3.4 ci-dessus par la phrase suivante, ce qui fut accepté par tous :

“ Such a decision shall apply in the second and subsequent commitment periods. ”

A cet instant, on n'avait donc accepté que très peu de puits – ceux liés au *changement* d'affectation des terres (Art 3.3) au sein de l'Annexe I – pour la première période d'engagement, pour laquelle la répartition des quotas était déjà actée.

Mais c'était compter sans une ultime manœuvre tactique de la part du Japon. Hôte de la conférence, donc très exposé médiatiquement et politiquement, et voulant garder la tête haute vis à vis des USA et de l'UE, le Japon avait du accepter un objectif très ambitieux (-6%), alors que sa structure énergétique le plaçait déjà parmi les pays vertueux, rendant tout effort d'autant plus coûteux. Dans ce contexte, la validation des puits forestiers “additionnels” était devenue “une question de survie” pour le Japon. Comme l'Australie, ce dernier prendra l'ensemble de la communauté internationale par surprise, dans l'ultime séance plénière du 10 décembre 1997. Alors opposé aux activités additionnelles (p. 87), le Japon vire brusquement de bord, demandant à ce que soit ajouté à l'Article 3.4 la condition suivante :

“ A Party may choose to apply such a decision on these additional human-induced activities for its first commitment period, provided that these activities have taken place since 1990. ”

Le président de la conférence refusait la proposition japonaise, mais devait céder plus tard lorsque les ministres américains et européens s'y joignaient [Depledge, 2000b]. Cet ultime rebondissement devait permettre l'inclusion des activités additionnelles *dès la première période* (2008-1012), bien que ni la liste éligible ni les modalités n'aient pu être établies.

A nouveau, les Parties n'étaient pas conscientes de l'implication qu'aurait cet ultime phrasé sur la suite du processus de négociation. En effet, on quittait Kyoto sans savoir ce qui encadrera en pratique la part réelle des puits au sein du quota lors de la première période d'engagement, et par là même, sans savoir quel effort net sera exigé au secteur fossile. Cet effort net allait en effet dépendre des activités additionnelles que l'on allait autoriser au titre de l'Article 3.4, et sur lesquelles il allait falloir s'entendre. Bien entendu, les USA et les pays de “l'Ombrelle”³⁰, allaient militer pour un

²⁹Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice.

³⁰Le groupe de l'Ombrelle n'est pas formellement défini. Il constitue une variation du

maximum de flexibilité, à la différence de l'UE. L'ironie de l'histoire veut que ce soit un des opposants initiaux aux puits, le Japon, qui, mis dos au mur par son statut exposé d'hôte de la conférence et forcé par le reste de la communauté, et surtout l'Europe, à accepter un objectif (-6%) inatteignable sans les puits, qui ait poussé à cet imbroglio dont nous allons maintenant examiner les conséquences.

2.3.3 Un déroulement stratégique inéluctable ?

Nous venons de voir, par une analyse “au fil de l'eau” des négociations à Kyoto, que l'issue finale concernant les puits a résulté d'un jeu de coups diplomatiques, échappant partiellement au contrôle de la communauté. L'examen des amendements successifs ayant conduit au phrasé final [*Depledge*, 2000b], révèle en effet que les deux conditions précédentes concernant les Articles 3.4 et 3.7³¹ sont les *seules* du Protocole à avoir été insérées par des manœuvres stratégiques lors de l'ultime séance plénière, sensée valider ligne à ligne le texte du Protocole. Des manœuvres payantes, car au bout de l'ultime ligne droite de négociation, dans cette dernière séance se jouant au niveau ministériel, la consultation des experts, et avec elle l'élaboration d'une riposte stratégique, était impossible.

Mais ces amendements paraissaient au final peu de chose en regard de l'ensemble de l'œuvre que constitue le Protocole de Kyoto : les ambiguïtés de phrasé ont joué le rôle décisif de “tampon”, permettant d'afficher des pourcentages de réduction relativement peu divergents selon les différentes Parties, en dépit de conceptions profondes très différentes de l'effort acceptable dans le secteur fossile, et de situations très diverses du secteur énergétique. Au final, il est vrai que, même risquant d'être remis en cause de quelques points par les puits, les engagements pris à Kyoto nécessitent immanquablement de se détacher nettement de la trajectoire fossile “*business as usual*” en 2010. Pourtant la combinaison de l'approche brute/nette, et de l'espoir suscité par la forme finale de l'Article 3.4, de valider une large liste d'activités additionnelles dès la première période d'engagement, a amplifié l'aspect stratégique des puits.

Même si revisiter l'histoire est un exercice facile, une telle issue, résultant d'une trajectoire intellectuellement surprenante – (i) discussion sur des engagements globaux, (ii) étude de la liste des activités puits à prendre en

JUSSCANNZ, regroupant à l'origine le Japon, les USA, la Suisse, le Canada, l'Australie, la Norvège et la Nouvelle-Zélande. Dans les Tables 2.3 et 2.4, nous avons considéré que le groupe de l'Ombrelle était constitué du JUSSCANNZ, moins la Suisse et la Norvège, en raison de leurs positions souvent divergentes du reste du JUSSCANNZ.

³¹Voir plus haut, il s'agit (i) de la dernière phrase de l'Article 3.4 concernant l'application des puits agricoles et forestiers dès la première période d'engagement imposée par le Japon, et (ii) la dernière phrase de l'Article 3.7, imposée par l'Australie, pour se permettre l'application d'une comptabilisation “nette/nette”.

compte, (iii) discussion sur les modalités de prise en compte de ces activités – n'avait certainement rien d'inéluctable : à posteriori, le besoin d'utiliser les puits ne se serait pas fait sentir à un tel point si les différentes Parties s'étaient mis d'accord sur une différenciation plus prononcée des quotas.

Eût-il été suffisant de donner un quota plus élevé à la Nouvelle-Zélande en échange d'une approche nette/nette, puis d'accepter des objectifs moins ambitieux pour le Japon et les USA, en échange d'une limitation des activités additionnelles en première période d'engagement ? Rien n'est moins sûr, car le choix d'un ensemble de quotas moins contraignants nécessitait une démarche pédagogique vis à vis de l'opinion publique, pour expliquer en quoi des objectifs quantitativement faibles en apparence n'en étaient pas moins économiquement ambitieux. Or les économistes avaient déjà échoué à faire diffuser ce simple fait dans la sphère diplomatique. L'histoire retiendra qu'à Kyoto, la communauté internationale a préféré afficher des objectifs ambitieux et médiatiquement porteurs, au détriment de la cohérence interne du texte, dont il restait à préciser la majorité des termes.

2.4 L'après Kyoto : à la conquête des puits de carbone

2.4.1 Opportunités stratégiques issues du phrasé ambigu du Protocole

A l'issue de Kyoto, et dans l'intervalle de réflexion qui devait mener à la conférence de la Haye, les observateurs ne manquent pas de faire remarquer qu'*"inévitavelmente, il y a un problème lorsque les engagements ont déjà été négociés, mais qu'un accord n'a pas été entièrement atteint sur les façons et les règles prévalant pour les remplir"* [Schlamadinger et Marland, 2000]³². Comme on pouvait s'y attendre, le "problème" particulier fut que tout accord sur les modalités particulières de prise en compte des puits devenait très difficile : les engagements quantitatifs furent en effet actés grâce au fait que chaque acteur fit le pari implicite qu'un mode de calcul particulier des puits serait retenu plus tard.

Les différences de point de vue sur les puits, restées en arrière-plan à Kyoto face à la nécessité d'afficher un objectif chiffré, vont alors prendre le devant de l'affiche à l'occasion de l'examen des détails de la mise en œuvre du Protocole. Pour les USA par exemple, il était hors de question de remettre en cause la prise en compte d'un très large spectre d'activités dans le domaine forestier et agricole, hypothèse de travail qui leur avait permis d'afficher un objectif relativement ambitieux de -7% par rapport à leur mission initiale

³² *"Inevitably there is a problem when the commitments have already been agreed to, but agreement on the opportunities and rules for meeting them has not yet been fully reached".*

de négociation. D'un autre côté, l'Europe, se voulant garante du niveau ambitieux de réduction, avait du mal à appuyer, tant en interne qu'externe, tout assouplissement des conditions de prise en compte des puits.

C'est dans un tel contexte de durcissement diplomatique qu'il revenait aux délégations, de préciser la sémantique des Articles 3.3, 3.4 et 12. Posent particulièrement problème : (i) la définition des termes "forêt, déboisement, reboisement, boisement" de l'Article 3.3, (ii) l'interprétation des termes de l'Article 3.4 : "depuis 1990", liste d'activités éligibles, modalités comptables vis à vis de l'exclusion de la part de ces flux non liée à l'action de l'homme, et (iii) le problème de l'inclusion ou non des puits dans le mécanisme pour le développement propre (MDP, Art. 12), qui permet aux pays de l'Annexe I de valider des crédits carbone dans des projets de mitigation ayant lieu dans des pays en développement.

Par ailleurs, des questions méthodologiques restaient sans réponse, concernant la mesure et la vérification des quantités séquestrées, dans un contexte où celles-ci sont incertaines.

2.4.1.1 Qu'est-ce qu'une forêt ?

Le premier problème d'interprétation concerne la définition "juridique" d'une forêt selon le Protocole. Cette question est transversale aux Articles (3.3, 3.4, 12) définissant l'octroi de crédits liés à des activités touchant des forêts. En effet, que l'on veuille comptabiliser les flux liés à la conversion de forêts en autres biomes et vice-versa (Art 3.3, Art 12), ou les flux liés à la gestion forestière (Art 3.4), cela nécessite tout d'abord de se mettre d'accord sur ce qui fait qu'un écosystème est, ou n'est pas une forêt.

La FAO [Holmgren et Davis, 2000] et l'IPCC [Noble et al., 2000] proposent des définitions différentes, basées sur des pourcentages de couvert végétal et des minimum de hauteur pour les arbres. Ces définitions basées sur deux critères simples (hauteur des arbres, couverture de la canopée) ne sont pas sans conséquence. En effet, si une forêt est une surface de couvert végétal minimal, tout défrichement qui ne traverse pas la limite de couvert n'est pas comptabilisé comme déforestation, malgré la diminution du stocks de carbone. Ce problème se retrouve quels que soient les seuils choisis : de ce fait, cette définition "administrative" s'est très vite attirée les critiques des scientifiques, et de certaines Parties (AOSIS, UE, Environmental Integrity Group, la Norvège, le Chili), favorables à une définition basée sur une description par biomes.

Toutefois, malgré leurs avantages, les définitions basées sur les biomes étaient trop peu stabilisées [Rakonczay, 2002], et c'est finalement la version "administrative" qui s'imposera "pour la première période d'engagement" [UNFCCC, 2001a] :

"On entend par forêt une terre d'une superficie minimale comprise

entre 0,05 et 1,0 hectare portant des arbres dont le houppier couvre plus de 10 à 30% de la surface, ou ayant une densité de peuplement équivalente, et qui peuvent atteindre à maturité une hauteur minimale de 2-5 mètres. Une forêt peut être constituée soit de formations denses dont les divers étages et le sous-bois couvrent une forte proportion du sol, soit de formations claires. Les jeunes peuplements naturels et toutes les plantations composées d'arbres dont le houppier ne couvrent pas encore 10-30% de la superficie des forêts, ou qui n'atteignent pas encore une hauteur de 2-5 mètres sont classés dans la catégorie des forêts, de même que les espaces faisant normalement partie des terres forestières qui sont temporairement déboisés par suite d'une intervention humaine telle que l'abattage ou des phénomènes naturels mais qui devraient redevenir des forêts. ”

La dernière phrase, qui n'existe pas dans la définition des forêts par la FAO, confirme que les activités de “coupes rases” suivies de repousse sont comptabilisées non pas comme changement d'affectation des terres sous l'Article 3.3, mais comme gestion forestière sous l'Article 3.4. Notons que le fait qu'en Europe, certaines parcelles forestières soient isolées et relativement petites, a poussé à l'adoption d'une surface minimale de forêt extrêmement petite : 0,05 ha – à peine plus grand que la surface de réparation d'un terrain de football – rendant plus aigu le problème de la vérification des flux concernés.

Cependant, comme nous le verrons plus loin, un point marquant et presque paradoxal de cette discussion, qui devait déboucher sur un encadrement rigoureux des termes de l'Article 3.3, est qu'elle va finalement perdre une grande partie de son importance, à partir du moment où l'Article 3.4 permettra de comptabiliser l'ensemble des flux forestiers ne tombant pas sous le coup de ces définitions étroites. Aussi, ce qui ne serait pas comptabilisé sous l'Article 3.3 le serait sous l'Article 3.4, et ceci a fini par limiter les tensions sur la définition précise de la forêt, tout en reportant le problème sur celle de l'interprétation de l'Article 3.4.

2.4.1.2 Comment interpréter les termes de l'Article 3.4 ?

La définition des termes de cet Article (voir Annexe et p. 91) a posé d'énormes problèmes aux scientifiques et aux négociateurs, en témoigne la centaine de pages qui y est consacrée dans le rapport spécial de l'IPCC sur l'usage des terres, le changement d'usage des terres et la foresterie [*Sampson et Scholes*, 2000]. Sans vouloir revenir point pour point et en détail sur les termes et le phrasé de cet Article, trois principaux problèmes relatifs valent la peine d'être mentionnés. Tout d'abord, seuls doivent être crédités, en toute rigueur, les effets liés aux activités ayant commencé *après 1990* (voir p. 92). Ceci pose le problème de la séparation de l'effet, sur la croissance annuelle d'une parcelle de forêt, de la gestion d'avant 1990 de celle effectuée après 1990. Ensuite, le texte exclut de fait du schéma comptable les flux

ayant lieu avant 2008, posant ainsi la question de la pénalisation des coupes forestières volontairement anticipées avant 2008, pour échapper au débit dans la première période d'engagement [Murray, 2000]. Nous examinerons quantitativement cet effet au chapitre 3. Enfin, l'Article mentionne que les activités menant au stockage doivent être "*human-induced*". Or, même en l'absence de gestion, les forêts "poussent", et la totalité de l'incrément annuel mesuré n'est pas du à l'homme. Pire, il n'est pas scientifiquement prouvé qu'une filière forestière (forêt gérée + produits du bois) conduise *in fine* à stocker plus de carbone par rapport à une forêt naturelle. Nous examinerons ceci en détail au Chap. 3. Ces questions sont particulièrement délicates car l'impact carbone réel dépend aussi de l'évaluation des stocks de carbone des sols, plus difficile à évaluer que la biomasse.

Au final, il est clair que la route est longue pour s'entendre sur les modalités "pratiques" de prise en compte des puits de l'Article 3.4, un souci souvent exprimé par l'UE dans sa volonté de repousser les décisions les concernant à la seconde période d'engagement.

2.4.1.3 Des projets de séquestration éligibles au MDP ?

Si l'inclusion des puits domestiques fait débat, celle des puits au sein du mécanisme pour le développement propre est l'objet de discussions encore plus tendues. L'Article 12, permettant aux pays du nord de récupérer des crédits carbone en finançant des projets d'abattement hors Annexe I, omet volontairement de mentionner les projets forestiers. Il ne pouvait en être autrement d'une proposition émanant du Brésil. Mais la plupart du potentiel de séquestration se trouve dans les tropiques [Houghton *et al.*, 1993] : un volet forêt dans le MDP permettrait de financer des projets de plantation, agroforesterie ou de conservation. Ceci crée une opportunité stratégique pour les pays du nord, afin d'y puiser des crédits, mais aussi pour des pays du sud parmi les moins avancés : s'il était mis en place, le MDP serait un des rares mécanismes du Protocole pouvant intéresser le continent africain, dont le potentiel MDP-énergie est très limité, en raison du faible niveau d'émission de l'Afrique, souffrant d'un retard comparatif de développement.

Cependant, l'inclusion des puits dans le MDP se heurte à cinq problèmes principaux, que n'ont pas nécessairement les projets d'abattement fossile également candidats au MDP [Chomitz, 2000b] :

La non-permanence. Le carbone séquestré dans des forêts peut retourner à l'atmosphère, pour des raisons tenant tant à la pression agricole qu'aux programmes de développement, ou à des facteurs naturels (feux, dépérissement forestier). La question se pose donc du débit éventuel des tonnes concernées, et de l'affectation de la responsabilité de leur éventuel relarguage à l'acheteur de crédit ou au vendeur [Noble *et Scholes*, 2001], question non tranchée à l'heure actuelle. Ce

problème ne se pose pas pour les puits de l'Annexe I, dont la comptabilisation ne relève pas d'une logique de projets, mais est consolidée sur l'ensemble d'un secteur, garantissant que les bilans carbone comptés sur 2008-2012 le seront aussi dans les périodes futures. Certes, comme nous le verrons plus tard (Chap. 9), il peut être optimal dans certaines conditions, d'user d'un certain degré de séquestration même "temporaire", mais dans ce cas la méthode de comptabilisation des débits doit être précisée.

Les fuites (leakage). Comment s'assurer, que, dans une logique de comptabilisation par projets, les émissions évitées ne sont pas simplement déplacées, et que ces sources déplacées ne sortent pas du cadre de comptabilisation ? À défaut, on parlera de "fuite", ou de "leakage". Le problème du "leakage", à la différence de celui de la "non-permanence", n'est pas propre au projets d'usage des terres mais se retrouve dans les projets d'abattement fossile. Par ailleurs, le "leakage" ne risque pas uniquement d'apparaître dans le MDP, mais aussi dans les efforts domestiques des pays du Nord³³.

L'additionnalité. Comment s'assurer que les projets sont bien "additionnels" par rapport à une trajectoire de référence. L'additionnalité s'entendant dans la double acceptation environnementale (moins de carbone émis ou plus de carbone séquestré dans le projet que dans la référence) et financière (le projet n'aurait pas eu lieu sans le levier du financement via le MDP). Ceci pose le problème de la définition d'une trajectoire de référence par essence inobservable. Par exemple, la validation de crédits au titre de la prévention de la déforestation dans une région d'Amazonie implique de savoir si cette région aurait été défrichée par ailleurs.

L'échelle. Un potentiel considérable de séquestration existe dans le Sud : doit-il vraiment servir à amoindrir les efforts fossiles domestiques des pays du nord ?

Les effets d'éviction sur le transfert de technologies. Les projets forestiers, dans un contexte de tension sur les transferts internationaux de capitaux, et en regard de sommes non négligeables susceptibles de transiter via le MDP, peuvent limiter, en s'y substituant, la mise en œuvre du transfert de technologies propres, objectif premier du MDP.

Bref, la question du MDP-forêt n'est pas simple et a été source de divisions entre l'UE (contre l'inclusion des puits dans MDP) et les USA, ainsi qu'au sein même du G-77. Le débat majeur concernait la question de l'inclusion ou non des programmes de conservation forestière dans le MDP-forêt.

³³Par exemple, la réduction de la production ligneuse tempérée a créé de nouvelles contraintes sur l'approvisionnement du marché mondial du bois, qui ont servi de prétexte à l'ouverture à l'exploitation forestière, au Vénézuéla, des 37000 km² de la réserve forestière Sierra Imataca, près de la frontière guyanaise [van Kooten et al., 2000].

Deux argumentaires s'opposent, sur fond d'hésitations³⁴ des pays du Sud concernés.

D'un côté, la crainte, entretenue par les écologistes, que ces programmes ne pourront pas contrer les facteurs à l'origine de la déforestation (demande de bois, programmes de développement, pression agricole), et donc qu'ils résulteront irrémédiablement en un déplacement du défrichement à d'autres endroits : des crédits seraient alors générés sans bénéfice net pour l'atmosphère à cause des effets de "leakage".

D'un autre côté, des voix s'élèvent [Schulze *et al.*, 2003] pour rappeler que la conservation des stocks de carbone des forêts tropicales est un enjeu majeur de toute politique climatique. Tout d'abord parce que les émissions de carbone liées au défrichement ne sont pas négligeables par rapport aux émissions fossiles globales. Ensuite, parce que ces forêts présentent des densités carbone qui ne peuvent être atteintes à court terme par des plantations ou par la repousse de forêts secondaires [Schulze *et al.*, 2000]. Troisièmement, parce que ces forêts pourraient avoir une capacité de stockage de long terme [Chambers *et al.*, 2001]. Enfin, comme nous le verrons plus tard (Chap. 5), il y a une incitation environnementale supplémentaire à conserver ces forêts en présence d'une perturbation anthropique du cycle du carbone, du fait de leur rôle stabilisateur sur les concentrations de CO₂ atmosphérique [Gitz *et Ciais*, 2003, 2004].

Au final, même imparfait, le MDP est le seul instrument du Protocole encadrant les flux liés à la déforestation tropicale. Mais nous verrons plus loin que les programmes de conservation seront exclus du MDP : il n'y aura pas d'incitation à contrer, au nom du climat, le défrichement dans les tropiques, une tâche que la convention sur les forêts et sur la biodiversité n'avaient, à leur tour, pas réussi à mener à bien [Durand *et al.*, 2003].

2.4.2 La science au secours de la diplomatie ?

Conscientes de l'ambiguïté du phrasé des Articles 3.3, 3.4 et 12 (partie forêt), les organes de la convention (SBSTA) commandent aux scientifiques de l'IPCC un rapport spécial, intitulé "*Land-use, land-use change and forestry*" [Watson *et al.*, 2000], dans le but d'éclairer la suite des négociations autour des puits, et de préparer, pour les négociateurs, l'interprétation technique du texte du Protocole, un travail nécessaire avant la rédaction des détails de sa mise en œuvre. L'objectif était aussi de mieux comprendre la science des puits de carbone, puisque ceux-ci étaient amenés à jouer un rôle plus

³⁴Le MDP-forêt est une des rares opportunités permettant à l'Afrique de tirer quelques financements *via* le Protocole. Pourtant, les avis sont partagés, car, comme l'affirme une communication officielle du Congo [UNFCCC, 2002] : "*les activités de boisement et de reboisement constituent à la fois une opportunité et une menace [...] en terme de développement durable.*"

important que prévu. Il fallait rendre possible des décisions sur les puits “*reposant sur des fondements scientifiques rigoureux (based on sound science)*” [UNFCCC, 2001a].

Apport indéniable en terme de méthode et d'appui scientifiques, la publication du rapport n'a malheureusement pas conduit à éclairer les choix politiques, au contraire [Schulze *et al.*, 2002]. Certes, la livraison du rapport a indéniablement contribué à clarifier le débat sur les puits, accompagné d'argumentaires de qualité [Chomitz, 2000a], et parfois de quelques prises de positions de scientifiques reconnus du champ, préconisant une remise à plat des principes de comptabilisation des puits tels qu'ils résultent du Protocole³⁵. Cependant, les auteurs de l'IPCC ne sortiront pas de leur mandat, qui n'est *pas* de critiquer le texte de Kyoto, mais de lister les options possibles pour la mise en œuvre du texte. En conséquence, l'éventail des règles comptables discutées reste délibérément ouvert, et les incohérences ne sont pas résolues, puisque “*It is proving to be very difficult to devise a set of definitions under which there are no accounting anomalies such as undeserved credits or debits*” [Kirschbaum *et al.*, 2000, p.2]. Au total, le rapport ne fait que clarifier les différents argumentaires, sans trancher le débat, et fourni au contraire aux différents pays la capacité de mieux défendre des choix tactiques divergents.

Cette confusion se concrétise dans la soumission, au 1er août 2000, par les différentes Parties, de leurs données sur le secteur agricole et forestier [UNFCCC, 2000]. La Table 2.3 compile les données soumises en termes de flux éligibles sous les Articles 3.3 et 3.4, en fonction de modalités comptables laissées à l'appréciation des Parties. Quoique cette soumission constitue un premier pas vers la transparence des enjeux du LUCF, les données restent difficilement comparables en raison de la disparité des règles utilisées par les différentes Parties. Nous tirons toutefois deux enseignements de ces données se référant à l'année 1990 :

- (i) les volumes concernés par l'Article 3.3 (ARD) sont très faibles en regard des émissions fossiles : globalement, dans l'Annexe I, le changement d'usage des sols est une source de carbone, d'un niveau de l'ordre de 1% des émissions fossiles,
- (ii) par contre, les secteurs forestiers et agricoles pris dans leur ensemble (Art. 3.4) sont un puits non négligeable (515 MtC/an), compensant de l'ordre de 10% des émissions fossiles de l'Annexe I de 1990, soit déjà plus que l'objectif de réduction global négocié à Kyoto (−5% relativement aux émissions *fossiles* de 1990)³⁶.

³⁵Certains auteurs proposent ainsi, de manière officieuse, la mise en place d'un système “alternatif” mais cohérent avec le phrasé du Protocole, basé sur le crédit des variations de stocks moyens associés à des changements de gestion des terres [Kirschbaum *et al.*, 2000].

³⁶Rappelons que l'adoption d'une approche brute/nette permet de bénéficier des puits pour calculer l'observance du quota, celui-ci étant *fixé* uniquement sur la base des émissions

On comprend mieux la crainte, avant la Haye, de voir une bonne part des engagements réalisés par les puits *via* l'Article 3.4. Il devenait alors évident, devant un tel échappatoire, que la discussion allait être serrée sur la limitation des crédits au titre de l'Article 3.4.

2.4.3 La Haye – Milan ou les actes manqués

2.4.3.1 La Haye et la difficile négociation de la mise en œuvre de l'Article 3.4

La négociation autour de la mise en œuvre de l'Article 3.4 du Protocole commençait à la Haye sur cette base non stabilisée, et se compliquait parce que cet Article était vu par les USA comme la seule possibilité, après l'échec de la *"safety valve"*³⁷, de désamorcer la crainte sur les coûts impliqués par le respect de Kyoto, sans pour autant remettre en cause l'ensemble de l'édifice. Les puits de carbone présentaient aussi l'avantage stratégique interne, *"en l'absence de résultat définitif des élections aux USA, de rallier à la ratification les sénateurs du Middle West en leur faisant miroiter des revenus pour les agriculteurs"* [Hourcade, 2002].

Sur la scène internationale s'affrontent alors deux logiques. Celle visant, par intérêt stratégique, à faire inclure par des règles comptables larges un maximum d'activités éligibles sous l'Article 3.4, et l'autre dénonçant ce comportement comme une tentative déguisée de renégociation des objectifs quantitatifs de Kyoto, puisque nous avons vu que la prise en compte de ces activités *dès la première période d'engagement* modifiait sensiblement, et sans le dire, la part de l'effort revenant au secteur fossile.

Le rapport de force, était alors favorable au groupe de l'*Ombrelle*. Il fallait en effet les convaincre de participer à l'effort, et pour eux les puits forestiers et agricoles étaient plus importants que pour la moyenne de l'Annexe I : ceux-ci compensent 17% des émissions fossiles en 1990 dans le groupe de l'*Ombrelle*, contre 3% seulement pour l'UE et 6% pour le reste de l'Annexe I. Ceci a rendu inévitable l'inclusion des principales pratiques agricoles et de l'ensemble de la gestion forestière dans les activités éligibles³⁸.

fossiles de référence, sans donc que les puits dans l'année de référence jouent à le *baisser*.

³⁷Celle-ci consistait en l'introduction, en cas de non respect des engagements, d'une pénalité d'un montant prédéterminé à un niveau acceptable, ce qui verrouillait toute dérive des coûts en fixant un prix minimum du carbone. Mais, la *"safety valve"*, insérée dans les documents préparatoires et discutée officieusement, ne fut jamais officiellement portée devant la coordination européenne pendant les deux semaines de La Haye, sous prétexte qu'elle revenait à adoucir prématurément la position de fermeté et que les ONG ne l'accepteraient pas puisqu'elle revenait à reconnaître qu'on pouvait manquer les objectifs de Kyoto [Hourcade, 2002].

³⁸La liste des activités éligibles [UNFCCC, 2001a] inclut (i) la gestion des terres cultivées : *"un ensemble d'opérations effectuées sur des terres où on pratique l'agriculture et sur des terres qui font l'objet d'un gel ou ne sont temporairement pas utilisées pour la*

Pays	Réf.	Art. 3.3	Art. 3.4		Agric. Soum.	Total LUCF
			Forêt			
			Soum.	FAO		
<i>Union Européenne</i>						
Allemagne	330.3	+0.20	-8.46	-14.02	-	-8.26
Autriche	21.0	+0.20	-	-5.15	-	-4.95
Belgique	37.3	-	-	-0.22	-	-0.22
Danemark	19.1	-0.10	-	-0.30	-	-0.40
Espagne	84.1	-	-	-4.49	-	-4.49
Finlande	20.5	+1.09	-2.18	-6.64	-	-1.09
France	150.9	+1.74*	-7.61	-9.92	-	-5.87
Grèce	29.3	-	-	-0.59	-	-0.59
Irlande	14.6	-0.91	-	-0.35	-	-1.24
Italie	141.6	-0.47	-1.23	-6.95	-	-1.70
Luxembg.	3.7	-	-	-0.09	-	-0.09
Pays-Bas	59.7	0.0	-0.11	-0.40	+0.73	+0.33
Portugal	17.4	-	-	-1.45	-	-1.45
Roy.-uni	208.6	-0.56	-2.46	-1.79	+0.25	-2.77
Suède	19.1	+0.09	-4.55	-10.85	-	-4.46
Tot. UE.	1157.4	1.3	-26.6	-63.2	+1.0	-37.0
<i>Groupe "Umbrella"</i>						
Australie	131.0	-	-	-42.62	-2.20	-44.82
Canada	163.4	+4.4	-9.1	-92.74	-4.08	-8.78
Japon	334.5	+0.7	-11.4	-13.67	-0.7	-11.4
N.-Zélande	19.9	-7.7	-	-4.70	-	-12.4
USA	1653.9	+7.2	-288.4	-166.46	-24.0	-305.2
Tot. Ombrelle	2284.7	+4.6	-320.2	-277.6	-31.0	-382.6
<i>Reste de l'Annexe B</i>						
Bulgarie	33.7	-	-	-2.65	-	-2.65
Hongrie	23.6	-	-	-1.91	-	-1.91
Norvège	14.2	-0.02	-0.04	-4.56	-	-0.06
Pays Baltes†	34.9	-	-	-5.71	-	-5.71
Petits Etats‡	0.8	-0.02	0.00	-0.02	-	-0.02
Pologne	152.2	-	-	-5.49	-	-5.49
Rép. Tchèque	51.8	-	-	-2.13	-	-2.13
Roumanie	65.2	-	-	-7.35	-	-7.35
Slovaquie	19.8	-	-	-3.43	-	-3.43
Slovénie	5.2	-	-	-1.89	-	-1.89
Suisse	14.4	-0.01	-0.71	-0.29	-	-0.72
Ukraine	250.5	-	-	-7.36	-	-7.36
Tot. reste a.B	614.5	-0.05	-0.75	-42.8	-	-38.7
Russie	828.4	+34.0	-117.5	-428.8	+ 27.2	-56.3
Total	4903.0	+39.8	-453.7	-855.0	-2.8	-514.6

TAB. 2.3: Volume annuel de carbone émis (+) ou séquestré (-) par les activités forestières et agricoles (Art 3.3 et Art 3.4 du Protocole de Kyoto), tels qu'ils résultent des soumissions des Parties au 1er août 2000 [UNFCCC, 2000], ou à défaut de [FAO, 2000], reprises dans [Schulze et al., 2002]. Unité : MtC/an. Données FAO : variation de stock de biomasse ligneuse (inclus racines), hors carbone du sol, sur l'ensemble des forêts de chaque pays (pour les USA et le Canada, la restriction aux seules activités de gestion forestière diminuent le puits de resp. 60 et 50 MtC/an). Le total des Articles 3.3 et 3.4 est calculé par défaut sur la base des soumissions des Parties. ★ La France a modifié sa donnée initiale (-0.90) en 2001. † Estonie, Lettonie, Lituanie. ‡ Islande, Liechtenstein, Monaco.

A partir du moment où un tel spectre d'activités est admis, le rôle du cadre comptable prend une grande importance. Pour les USA ou le groupe de l'*Ombrelle*, il s'agit de "transformer l'essai" et de garantir un volume suffisant de crédits pour ces activités. Pour l'UE au contraire, le schéma comptable devient le dernier recours stratégique pour limiter le volume de crédits LUCF alloués au groupe de l'*Ombrelle*.

De nombreux arguments existent pour appuyer la comptabilisation uniquement partielle des flux séquestrés. En théorie, dans l'esprit de l'Article 3.4, les crédits générés doivent être nets (i) des effets non directement attribuables à l'homme sur la séquestration de carbone : à savoir la fertilisation par le CO₂ ou les dépositions d'azote, et (ii) des effets de la gestion avant 1990. De plus, les volume crédités doivent tenir compte de l'incertitude sur les volumes effectivement séquestrés, et du problème de la précision de la mesure. Mais d'une part les méthodes scientifiques n'étaient pas prêtes pour séparer les effets réellement dus à la gestion de l'homme après 1990 sur les stocks forestiers et agricoles, d'autre part, le temps de la diplomatie était compté.

Pressentant que l'impossibilité d'appuyer le schéma comptable sur une base scientifique ne conduise à ajourner purement et simplement la question de l'Article 3.4³⁹, le groupe de l'*Ombrelle* se risque alors à une proposition alternative d'un système comptable simplifié. Ce schéma comptable remplace donc effectivement des critères qui auraient du provenir du champ scientifique (exclusion des effets avant 1990, exclusion des effets naturels), par des paramètres négociés, et donc décidés au niveau politique. Ce schéma fait intervenir trois "tiers" (Fig. 2.2). Dans les premier et dernier tiers, les tonnes séquestrées sont comptabilisées à 100%, mais un volume intermédiaire de carbone séquestré (second tiers) n'est comptabilisé qu'à hauteur d'un certain pourcentage. Trois paramètres sont donc à négocier : les plafonds (en MtC/an) des deux premiers tiers, et le taux d'abattement du second tiers.

Ce schéma, faisant peu de cas de la science, et confiant à la diplomatie la détermination des paramètres, a suscité la méfiance des Parties adverses, notamment l'UE, la Chine, la Norvège, le Pérou et la Malaisie, et l'*environmental integrity group* conduit par la Suisse. Néanmoins il présen-

production de cultures", (ii) la gestion des pâturages : "un ensemble d'opérations qui visent à agir sur le volume et les caractéristiques de la production de fourrage et de bétail", (iii) la gestion forestière : "un ensemble d'opérations effectuées pour administrer et exploiter les forêts de manière à ce qu'elles remplissent durablement certaines fonctions écologiques (y compris la préservation de la diversité biologique), économiques et sociales pertinentes", et (iv) la restauration du couvert végétal, désignant "les activités humaines directes visant à accroître les stocks de carbone par la plantation d'une végétation couvrant une superficie minimale de 0,05 hectare et ne répondant pas aux définitions du boisement et du reboisement".

³⁹Ce qui aurait eu la conséquence de ne permettre l'entrée en vigueur de cet article qu'à partir de la seconde période d'engagement, ce qui était aussi dans l'esprit initial de Kyoto.

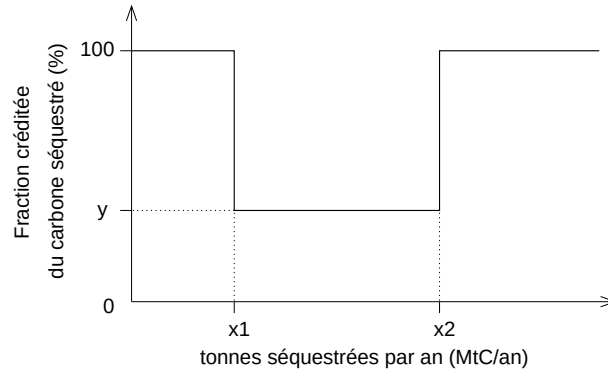


FIG. 2.2: Schéma comptable pour l'Article 3.4-gestion forestière, proposé initialement par les USA, le Canada et le Japon à la conférence de La Haye. L'approche prévoit un crédit à hauteur de 100% jusqu'à un certain niveau x_1 de tonnes séquestrées, à partir duquel un abattement de $(100 - y)\%$ est appliqué. Cet abattement est annulé pour toute séquestration additionnelle supérieure à x_2 tC/an, de manière, selon les auteurs, à maintenir un caractère incitatif fort à la séquestration de carbone via ces activités.

tait l'avantage de simplifier la négociation, même pour les opposants aux puits, puisqu'il s'agit de raisonner sur un triplet de paramètres, et un florilège de propositions émergeait alors. Les USA soumettaient les valeurs $x_1 = 20$ MtC/an et $y = 67\%$. L'UE propose $y = 1\%$, ce qui revient à dire que 1% de la variation mesurée des stocks forestiers est attribuable à un effet certain de la gestion de l'homme après 1990. La Suisse propose un crédit nul après le niveau x_2 , tandis que le Président de la conférence, propose une valeur de 85% (resp. 30%) pour l'abattement du second tiers concernant la gestion forestière (resp. agricole), jointe à la limitation du volume créditable au titre de l'Article 3.4 à 3% des émissions de référence, et à la fixation de x_1 au niveau d'un possible débit sous l'Article 3.3⁴⁰.

2.4.3.2 La Haye, premier acte manqué

En pratique, le compromis de Pronk avait le mérite de fixer clairement une limite aux puits comptabilisables à 3% des émissions de 1990. Ceci aurait pu sembler généreux pour les USA qui, atteignant en pratique ce plafond, voient leur objectif fossile négocié à Kyoto réduit d'autant. Ceci aurait aussi pu être acceptable pour l'Europe, dans le sens où ces 3% seront *in fine* peu de chose en regard de l'effort relatif qu'il faudra fournir en 2008, étant donné la croissance attendue des consommations d'énergies fossiles.

⁴⁰Ce dernier point fait que certaines Parties, comme la France, souffrant d'un débit liés aux activités ARD sous l'Article 3.3 (voir Tab. 2.3), ont la garantie que l'Article 3.4 couvrira efficacement leur débit sous l'Article 3.3.

Malheureusement, ce compromis ne satisfaisait ni les USA, le Canada, la Russie, et le Japon, qui voulaient se voir appliquer des plafonds plus élevés, ni l'Europe, pour laquelle la limite de 3% était trop haute en regard de l'objectif de 5% négocié à Kyoto. Dans la dernière ligne droite des négociations de la Haye, les délégués, dans les couloirs, usaient de leurs calculatrices et simulaient les implications des différents schémas du type de celui de la Fig. 2.2, en MtC, voire parfois directement en dollars. Le dernier jour, un compromis était très proche d'être trouvé entre l'UE, via le ministre anglais John Prescott, et les USA. Ce compromis accordait au Canada, aux USA, au Japon et à la Russie des plafonds plus généreux à l'Article 3.4. Les négociations se poursuivaient toute la nuit du vendredi au samedi, mais, au petit matin, après un retour consultatif en interne qui ne pouvait que déclencher un rejet, l'Union Européenne refusait l'ultime compromis, précipitant l'échec de la conférence. Immédiatement après, *"tout le monde comprit que l'absence d'accord laissait toute marge de manœuvre à Bush, s'il venait à être confirmé dans ses fonctions"* [Hourcade, 2002]. La seule solution fut de déclarer que la conférence de La Haye était "interrompue", et qu'une deuxième session se tiendrait à Bonn quelques mois plus tard.

Il est certes probablement inexact de considérer que les pays du G-77 auraient accepté le compromis "du samedi matin" en l'état, tant en ce qui concerne les puits que d'autres points de blocage touchant au transfert de technologie et à l'adaptation. Mais il reste que la question des puits a précipité l'échec de la conférence, et fortement compromis la trajectoire future des négociations. En effet, par un nouvel effet de ricochet, un changement de majorité outre-atlantique amenait les USA à exclure toute ratification du Protocole, officiellement parce que les efforts demandés faisaient porter un risque trop grand à leur économie tout en n'impliquant pas les pays en développement.

L'analyse *a posteriori* de la situation quelques heures avant l'échec de la Haye, fait donc émerger plusieurs regrets. En effet, il aurait été facile d'entraîner les USA dans la partie, sans trop compromettre la position de fermeté de l'Europe :

- concernant l'échelle des puits : l'hypothèse refusée par l'Europe, revenant à diminuer de 3 points les engagements quantitatifs décidés à Kyoto, ne remettait pas en cause la nécessité réelle de déclencher des politiques et mesures permettant un décrochement de la trajectoire "business as usual" prévue pour 2008-2012.
- concernant la *"safety valve"* : Cette seconde option de maîtrise des coûts de Kyoto fut refusée par l'UE, mais aurait pu permettre aux USA d'accepter moins de puits. Or les économistes avaient montré que l'Europe et les ONG n'avaient pas à craindre qu'elle induise une baisse quantitative du niveau d'effort, puisque des prix bas du carbone, de l'ordre de 30\$/tC [Gherssi et Hourcade, 2002], et donc inférieurs à une

safety valve même raisonnable, pourraient être garantis par la présence de “*hot air*”⁴¹. Le rôle de la “*safety valve*” devient alors purement psychologique. En tout cas, il y avait une incohérence logique dans la position européenne à craindre simultanément les conséquences du “*hot air*”, c’est à dire des prix trop bas du carbone, et les conséquences d’une “*safety valve*”, sensée jouer uniquement face à des prix trop hauts.

Au total, il est difficile de ne pas penser qu’une opportunité stratégique a été perdue de faire rentrer les USA dans le Protocole. En refusant un accord qui lui semblait défavorable, l’Union Européenne a fait un cadeau à la future administration Bush, pour laquelle le problème ne se serait pas posé dans les mêmes termes s’il avait fallu revenir sur des engagements officiels, même pris par une administration d’un autre bord. En refusant le compromis sur les puits, et en refusant de considérer toute option de “*safety valve*”, à la Haye, l’Union Européenne “*s’est tirée une balle dans le pied*” [Hourcade et Lepetit, 2003].

On retiendra que l’entêtement européen a débouché sur deux paradoxes. D’une part, les USA hors du coup, le pourcentage de “*hot air*” dans le système augmente mécaniquement : les prix du carbone dans un système sans les USA sont modélisés comme étant nettement inférieurs à celui envisagé dans un système de “*safety valve*” [Gherzi et Hourcade, 2002], mettant à terre les arguments des ONG⁴². D’autre part, comme nous allons le voir, concernant les puits, le retrait des USA rendra possible l’obtention, par les Parties restant en négociation, de tonnages-puits encore plus importants.

2.4.3.3 Marrakech – Milan : sans les USA, la Russie joue au chat et à la souris

La suite du processus de négociation, interrompu sur un échec à la Haye, se fait sans les USA, puisque le président G.W. Bush a rejeté le Protocole Kyoto⁴³. L’histoire retiendra que la nation qui a permis l’émergence d’un débat sur le changement climatique (voir section 1) – certes jadis sous couvert de l’objectif, plus ou moins avoué, de la maîtrise de sa dépendance énergétique – sera aussi celle qui l’entertera, un défaut d’approvisionnement en

⁴¹C’est à dire de l’arrivée sur le marché de tonnes réalisées “à coût nul”, simplement parce que certains pays (ceux de l’ex bloc de l’Est) ont du subir une crise économique faisant chuter leurs émissions de plus de 30% depuis 1990.

⁴²Ces prix sont même évalués très proches de zéro, puisque le “*hot air*” épuiserait la demande des pays dans Kyoto, si les USA n’en font pas partie.

⁴³“*I oppose the Kyoto Protocol because it exempts 80 percent of the world, including major population centers such as China and India, from compliance, and would cause serious harm to the U.S. economy. The Senate’s vote, 95-0, shows that there is a clear consensus that the Kyoto Protocol is an unfair and ineffective means of addressing global climate change concerns. [...] This is especially true given the incomplete state of scientific knowledge of the causes of, and solutions to, global climate change and the lack of commercially available technologies for removing and storing carbon dioxide*” [Bush, 2001].

pétrole n'étant plus une menace stratégique pour la puissance américaine à la fin des années 90, et encore moins après la récente campagne d'Irak.

Les USA hors du coup, certaines Parties voient mécaniquement leur poids stratégique augmenter. En effet, le Protocole ne peut entrer en vigueur qu'à la double condition (i) que 55% des Parties le *ratifient*, et (ii) que ces Parties représentent 55% des émissions de GES de l'Annexe I. Or, en l'état, le Protocole a bien été ratifié, au 31 décembre 2003, par 120 pays⁴⁴, soit plus que le minimum requis, mais ces pays ne représentent que 44,2% des émissions des pays de l'Annexe I. Sans les 36,1% des USA, seul l'apport des 17,4% russes peut encore sauver le Protocole. La Russie se trouve donc en position de force, et avec elle, le Canada et le Japon, deux pays dont l'adhésion est diplomatiquement importante en l'absence des USA. Ces pays sont donc idéalement placés pour exiger une augmentation du plafond admissible au titre des puits de l'Article 3.4, comme prérequis à leur ratification.

La reprise des débats inachevés de La Haye, à Bonn (COP-6bis, juin 2001), puis à Marrakech (COP-7, novembre 2001) se fait, paradoxalement, dans un climat plus apaisé : la marge de manœuvre de l'Europe est réduite, et il faut maintenant accepter sans broncher ce qui était inacceptable hier, afin de rallier les Russes, Japonais et Canadiens à la ratification, pour sauver le Protocole. On aboutissait donc à un accord sur les puits, qui sera totalement rédigé, à l'occasion de COP-10 (déc. 2003)⁴⁵ [UNFCCC, 2001b, p.54-64, décision 11/CP.7].

La comparaison des accords de Marrakech avec le point de quasi-accord à La Haye est particulièrement frappante : le volume de puits autorisé à Marrakech est au final plus élevé que le niveau considéré inadmissible par l'UE à La Haye (Tab. 2.4), les canadiens, japonais, et surtout les russes tirant parti de la situation, ces derniers obtenant un doublement de leur plafond au 3.4 attribué à la Haye, porté à 33 MtC/an (Annexe Z du document 11/CP.7 [UNFCCC, 2001b]). Ce résultat est d'autant plus extraordinaire qu'il y a lieu de penser, au contraire, que la biosphère russe est, au mieux, à l'équilibre [Melillo *et al.*, 1988]. Dans la foulée de Marrakech, les Russes promettaient qu'ils ratifieraient le Protocole d'ici fin 2002, une décision qui sera remise en cause par des événements diplomatiques extérieurs, malgré le

⁴⁴Pour un suivi actualisé de l'état d'avancement, voir la page d'accueil du site web de la convention climat (<http://unfccc.int>).

⁴⁵Ce texte concernant les modalités de mise en œuvre des Articles 3.3, 3.4 et 12 [UNFCCC, 2001c, p.54-64, décision 17/CP.7] limite la partie puits du mécanisme de développement propre aux seules activités de boisement et de reboisement. Cependant de nombreuses questions méthodologiques subsistent qui devront encore être stabilisées, alors même que les projets forêts du MDP peuvent d'ores et déjà être lancés, puisque décision a été prise de permettre un "hot start" pour le MDP-forêt, revenant à prendre en compte des flux de carbone ayant lieu dès 2000 sur des projets pionniers. Sans toutefois une garantie absolue de crédit puisque les règles n'ont pas encore été totalement arrêtées, notamment celles concernant l'impact sur la biodiversité et le développement local.

	Sources et puits (<i>MtC/an</i>)			Objectifs (%)		
	1990	3.3 + 3.4 (1 ^{er} tiers)	Ann. Z	Kyo.	Mrk.	2002
<i>Union Européenne</i>						
Allemagne	330.3	0	-1.24	-21.0	-20.6	-13
Autriche	21.0	0	-0.63	-13.0	-10.0	+19
Belgique	37.3	-	-0.03	-7.5	-7.4	+16
Danemark	19.1	- 0.10	-0.05	-2.0	-1.2	+3
Espagne	84.1	-	-0.67	+15.0	+15.8	+51
Finlande	20.5	0	-0.16	0.0	+0.8	+15
France	150.9	0	-0.88	0.0	+0.6	+3
Grèce	29.3	-	-0.09	+30.0	+30.3	+38
Irlande	14.6	-0.91	-0.05	+13.0	+19.6	+60
Italie	141.6	-0.47	-0.18	-6.5	-6.0	+9
Luxembourg	3.7	-	-0.01	-22.0	-21.7	+16
Pays-Bas	59.7	0	-0.01	-6.0	-6.0	+16
Portugal	17.4	-	-0.22	+27.0	+28.3	+59
Royaume-uni	208.6	-0.56	-0.37	-12.5	-12.0	-7
Suède	19.1	0	-0.58	+4.0	+7.0	-7
Total UE	1157.4	-2.0	-5.17	-7.5[†]	-6.8	
<i>Groupe "Umbrella"</i>						
Australie	131.0	0	0	+8.0	+8.0	+24
Canada	163.4	0	-12.0*	-6.0	+1.3	+22
Japon	334.5	0	-13.0*	-6.0	-2.1	+13
N.-Zélande	19.9	- 7.7	-0.2	0.0	+39.7	+30
USA	1653.9	0	-	-7.0	-	+16
Total Ombrelle	2284.7	-7.7	-25.2[‡]	-5.9	+2.1[‡]	
<i>Reste de l'Annexe B</i>						
Bulgarie	33.7	-	-0.37	-8.0	-6.9	-39
Hongrie	23.6	-	-0.29	-6.0	-4.8	-19
Norvège	14.2	-0.02	-0.40	+1.0	+4.0	+12
Pays Baltes [†]	34.9	-	-0.72	-8.0	-5.9	-50
Petits Etats [‡]	0.8	-0.02	-0.01	-9.0	-3.7	-
Pologne	152.2	-	-0.82	-6.0	-5.5	-20
Rép. Tchèque	51.74	-	-0.32	-8.0	- 7.4	-27
Roumanie	65.2	-	-1.10	-8.0	-6.3	-42
Slovaquie	19.8	-	-0.50	-8.0	-5.5	-24
Slovénie	5.2	-	-0.36	-8.0	-1.1	-
Suisse	14.4	-0.02	-0.50	-8.0	-4.5	0
Ukraine	250.5	-	-1.11	0.0	+0.4	-56
Tot. reste a.B	614.5	-0.1	-6.5	-4.3	-3.3	
Russie	828.4	0	-33.0*	0.0	+4.0	-33
Total	4903.0	-9.8	-69.9	-5.03[†]	-1.65[‡]	-0.6

TAB. 2.4: Impacts des puits forestiers sur les engagements de réduction dans le domaine fossile. Unités : 3 premières colonnes : MtC/an, trois dernières colonnes : % des émissions fossiles de 1990. Convention : (+) sources, (-) puits. La seconde colonne donne le volume créditable sous l'Art. 3.3, net du premier tiers de l'Art. 3.4. La troisième colonne reprend les données de l'Annexe Z, listant le volume maximum créditable au titre des Articles 3.3 et 3.4 – *gestion forestière*. Les puits agricoles sont exclus du calcul. L'objectif négocié à Kyoto (Kyo) est comparé à celui portant sur le secteur fossile, net des abattements forestiers autorisés au titre des l'Articles 3.3 et 3.4 décidés à Marrakech (Mrk), et à la progression des émissions fossiles entre 1990 et 2002. [†] objectif global légèrement différent de celui de Kyoto en raison de la mise à jour de la référence pour certaines Parties. [‡] données calculés sans inclure les USA. * Donnée négociée. Emissions fossiles 2002 selon [Zittel et Treber, 2003].

bénéfice financier qu'elle retirerait probablement de sa ratification⁴⁶, et malgré les ultimes concessions en termes de puits. La raison du retrait russe fut beaucoup discutée. Une tentative d'explication fait part de la prévision que l'économie russe redémarre d'ici la fin de la décennie, induisant de grandes difficultés pour respecter leur quota (qui ne serait plus du "*hot air*"), ce d'autant plus que la Russie compte développer son potentiel pétrolier et gazier. Une autre théorie repose sur la nécessité, pour le Président russe Poutine, de ne pas se brouiller avec l'administration Bush, afin de ne pas compromettre l'aide financière américaine. Or, sur un plan diplomatique, la ratification du Protocole par la Russie, serait interprétée comme une orientation significative en faveur de plus de multilatéralisme et donc d'un positionnement plus "européen", à l'opposé de celui des USA.

Reste qu'en l'absence de la ratification russe, le risque est bien réel que l'édifice légalement contraignant construit depuis Kyoto, déjà affaibli par le retrait des américains, ne soit en fait qu'une construction de pensée.

Conclusion

Ce qui précède nous a donné à comprendre comment les puits se sont imposés à part entière dans la construction d'un système contraignant de mitigation du changement climatique, et comment l'issue des négociations sur a fortement dépendu d'aléas diplomatiques plus que de vérités scientifiques.

Nous avons rappelé ici que, bien que la résolution du problème de l'effet de serre soit avant tout liée à la maîtrise des émissions fossiles, l'intérêt politique des puits, en tant que variables de contrôle indiscutables sur le cycle global du carbone, est apparu très tôt, dès le début des négociations, à Rio, en 1992. Nous avons vu comment une série de contingences diplomatiques (choix d'un système par quantités, négociation précoce des objectifs quantitatifs, objectifs ambitieux en terme d'effort fossile, surprises de phrasé) ont rendu indispensable une prise en compte des puits relativement large, et sans que d'importantes questions théoriques ne soient au préalable réglées.

Trois problèmes, qui portent sur l'esprit même du texte résumant une décennie de négociations autour des puits, sont particulièrement aigus : (i) le fait que la déforestation tropicale, source majeure de CO₂, ne soit pas encadrée par le texte, (ii) le fait que le Protocole ait conduit à la fusion des comptabilités du carbone fossile et des puits au sein d'un quota "hybride" unique permettant la substituabilité des efforts fossiles à l'utilisation des

⁴⁶Notamment en terme de "*hot air*", soit le fait qu'elle se présentera en 2008 en tant que vendeur sur le marché des permis d'émissions négociables, puisque l'objectif qui lui a été alloué à Kyoto (stabilisation des émissions) est déjà largement atteint (-30%) eu égard à la crise économique. A ces crédits s'ajoutent les crédits liés aux puits, eux aussi transférables.

puits, et (iii) le fait que cette substitution soit encouragée à prendre place *immédiatement*, dès la première période d'engagement.

Le premier problème, même si l'on connaît l'immensité du problème économique et social de la maîtrise des fronts pionniers de déforestation [*van Kooten et al.*, 2000], est un regret partagé par une grande partie de la communauté scientifique [*Schulze et al.*, 2002, 2003; *Durand et al.*, 2003], sur lequel nous reviendrons pour y verser d'autres arguments (Chap. 5 et 6).

Le second problème vient du fait que le rôle joué par les puits terrestres dans le cycle du carbone est par essence différent de celui des émissions provenant du réservoir fossile. Celles-ci reviennent à injecter du carbone "exogène", depuis un réservoir inerte aux échelles de temps considéré, *i.e.* n'interagissant pas, par ailleurs, avec le reste du cycle. Ce n'est pas le cas pour la source provenant de la déforestation tropicale, de même que les puits biologiques ne séquestrent pas du carbone de manière "déconnectée" du reste du cycle. Ce constat simple fait que les abattements fossiles ne peuvent être décrétés *a priori* comme totalement interchangeables avec des politiques de séquestration. Nous y reviendrons également au chapitre 5, et lorsque nous calculerons l'effet des trajectoires d'usage des terres et l'impact de la déforestation tropicale sur l'effort fossile requis pour stabiliser le climat (Chap. 6).

Le troisième problème vient du fait que le texte a validé l'utilisation *immédiate* des puits en substitution, tant que faire se peut, de l'effort fossile. Or, on sait que le volume séquestrable dans les forêts est limité : se pose donc la question du meilleur moment pour lancer de telles pratiques. Séquestrer tout de suite peut certes se justifier par de faibles coûts à court terme, mais la réponse à cette question nécessite l'examen du partage temporel du ratio coût-bénéfice de la séquestration, ce qui sera l'objet de la troisième partie de la thèse.

Ces trois problèmes fondamentaux, qui forment le fil conducteur de la thèse, sont précédés par un ensemble de questions concernant l'application directe du texte au secteur forestier, acteur principal des puits dans les pays de l'Annexe I. Ce secteur, tout comme le secteur industriel, n'avait, à l'origine, "*rien demandé*". Pour autant, en sort-il gagnant simplement parce que ses activités peuvent retirer du carbone de l'atmosphère ? Le Protocole, en l'état, est-il à même de créer les bonnes incitations, pour que la filière forestière agisse pour le bien du climat ? C'est l'objet du chapitre suivant que d'explorer certaines chausse-trappes du texte dont nous avons étudié la genèse. Nous serons mûrs, après, pour quitter le "monde de Kyoto" et repenser plus largement le problème de l'usage des terres.

Références

- AIE, International carbon dioxide emissions from the consumption and flaring of fossil fuels (petroleum, natural gas, and coal) data, *Site internet AIE*, disponible à l'adresse [http ://www.eia.doe.gov/emeu/international/envIRONm.html](http://www.eia.doe.gov/emeu/international/envIRONm.html), 2003.
- Bush, G. W., Letter from the President to Senators Hagel, Helms, Craig, and Roberts, *Press release of the White House*, disponible à [http ://www.whitehouse.gov/news/releases/2001/03/20010314.html](http://www.whitehouse.gov/news/releases/2001/03/20010314.html), 2001.
- Chambers, J. Q., N. Higushi, E. S. Tribuzy, et S. E. Trumbore, Carbon sink for a century : intact rainforests have a long-term storage capacity, *Nature*, 410(6827), 429, 2001.
- Chomitz, K. M., Arguments for and against forest carbon : a rethorical and analytic guide, *Document de travail*, Development Research Group, Word Bank, 2000a.
- Chomitz, K. M., Evaluating carbon offsets from forestry and energy projects : how do they compare?, *Document de travail*, Development Research Group, Word Bank, 2000b.
- Depledge, J., Guide du processus des changements climatiques, *Document de travail FCCC/00/1*, UNFCCC, 2000a.
- Depledge, J., Tracing the origins of the Kyoto Protocol : an Article by Article textual history., *Document de travail FCCC/TP/2002/2*, UNFCCC, 2000b.
- Dixon, R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler, et J. Wisniewski, Carbon pools and flux of global forest ecosystems, *Science*, 263(5144), 185–190, 1994.
- Dupouey, J.-L., G. Pignard, V. Badeau, A. Thimonier, J.-F. Dhôte, G. Nepveu, L. Bergés, L. Augusto, et C. Nys, Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises, *Compte-rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 85(6), 293–310, 1999.
- Durand, F., F. Halle, et N. Hulot, Forêts tropicales : C'est fichu, *Le Monde*, 18286, 1, 2003.
- Dyson, F., Can we control the carbon dioxide in the atmosphere?, *Energy*, 2, 287–291, 1977.
- Eizenstat, S., Official talk delivered before US Senate foreign relations committee (february 11-98), *Site internet Iowa State University*, disponible à [http ://www.iitap.iastate.edu/gcp/kyoto/protocol.html](http://www.iitap.iastate.edu/gcp/kyoto/protocol.html), 1998.
- Enting, I. G., T. M. Wigley, et M. Heimann, Future emissions and concentrations of carbon dioxide : key ocean/atmosphere/land analyses, *Document de travail*, CSIRO, Div. Atmos. Res. Tech. Pap. 31, 1994.

- Fan, S., M. Gloor, J. Mahlman, S. Pacala, J. Sarmiento, T. Takahashi, et R. Tans, A large terrestrial carbon sink in North America implied by atmospheric and oceanic carbon dioxide data and models, *Science*, pp. 442–446, 1998.
- FAO, Forests resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan, and New-Zealand. Main Report, *Ed. UN, New-York*, pp. 1–443, 2000.
- Field, C. B., et I. Y. Fung, The not so big US carbon sink, *Science*, 285(5427), 544, 2000.
- Gherzi, F., et J. Hourcade, The economics of a lost deal : Kyoto - The Hague - Marrakesh, *The Energy Journal*, 23(3), 1–26, 2002.
- Gitz, V., et P. Ciais, Amplifying effects of land-use change on atmospheric CO₂ levels, *Global Biogeochemical Cycles*, 17(1), 1–15, 2003.
- Gitz, V., et P. Ciais, Conversion of forests to cropland and pasture act to amplify atmospheric CO₂ levels in response to fossil fuel and land-use change emissions, *Climatic Change*, in press, 2004.
- Grinevald, J., Stephen H. Schneider : un itinéraire transdisciplinaire pour une vision écologique planétaire, *Conférence "Où va le climat"*, Université de Genève, disponible à l'adresse <http://www.unige.ch/sebes/textes/1995/95JGrinevald.html>, 1995.
- Gurney, K. R., et al., Towards robust regional estimates of CO₂ sources and sinks using atmospheric transport models, *Nature*, 415, 626–630, 2002.
- Holmgren, P., et R. Davis, On definitions of forest and forest change, *Document de travail*, FAO, 2000.
- Houghton, R. A., Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide, *Climatic change*, 19(1-2), 99–118, 1991.
- Houghton, R. A., J. D. Unruh, et P. A. Lefebvre, Current land cover in the tropics and its potential for sequestering carbon, *Global Biogeochemical cycles*, 7(2), 305–320, 1993.
- Houghton, R. A., J. L. Hackler, et K. T. Lawrence, The U.S. carbon budget, contributions from land-use change, *Science*, 285, 574–578, 1999.
- Hourcade, J.-C., L'effet de serre : des bons et mauvais usages d'une provocation, *Etudes*, 3765, 635–645, disponible à http://www.centre-cired.fr/perso/hourcade/Nego_Climat_PDF/Etudes92.pdf, 1992.
- Hourcade, J.-C., Analyse économique et gestion des risques climatiques, *Natures - Sciences - Sociétés*, 2(3), 202–211, 1994.
- Hourcade, J.-C., Dans le labyrinthe de verre : la négociation sur l'effet de serre, *Critique internationale*, 15, 2002.
- Hourcade, J.-C., et P. Lepetit, L'avenir de kyoto dépend de l'Europe, *Alternatives économiques*, (mai), 46–49, 2003.

- House, J. I., I. C. Prentice, et C. L. Quere, Impacts of reforestation and deforestation on atmospheric CO₂, proceedings of the World CO₂ conference, SENDAI, 2001.
- INPE, Monitoramento da floresta amazonica brasileira por satélite : projeto prodes, *site internet INPE*, disponible à l'adresse <http://www.obt.inpe.br/prodes>, 2004.
- IPCC, Land-use, land-use change and forestry, edited By Robert T. Watson, Ian R. Noble, Bert Bolin, N. H. Ravindranath, David J. Verardo and David J. Dokken, 2000.
- Kirschbaum, M. U., B. Schlamadinger, M. G. Cannell, T. Karjalainen, W. A. Kurz, S. Pringle, E. D. Schulze, et T. P. Singh, An alternative procedure of accounting for land-use change and forestry activities under the Kyoto Protocol, *Technical report no. 131*, CSIRO, 2000.
- Lloyd, J., Current perspectives on the terrestrial carbon cycle, *Tellus*, 51B, 336–342, 1999.
- McCarl, B., B. Murray, et U. Schneider, Jointly estimating carbon sequestration supply from forests and agriculture, *Document de travail*, Western Economics Ass. Meetings, 2001.
- McCarl, B. A., Carbon sequestration via tree planting on agricultural lands : an economic study of costs and policy design alternatives, *Working paper*, Texas Univ., presented at EMF, Snowmass (CO), 1998, 1998.
- McKibben, B., The end of nature, *Ed. Randomhouse*, 1989.
- Melillo, J. M., J. R. Fruci, et R. A. Houghton, Land-use change in the Soviet Union between 1850 and 1980 : causes of a net release of CO₂ to the atmosphere, *Tellus*, 40B, 116–128, 1988.
- Moulton, R. J., et K. B. Richards, Costs of sequestering carbon through tree planting and forest management in the U.S., *Document de travail General Technical Report WO-58*, U.S.D.A. Forest service, Washington D.C., 1990.
- Murray, B. C., Carbon values, reforestation, and perverse incentives under the Kyoto Protocol : an empirical analysis, *Mitigation and Adaptation strategies for global change*, 5, 271–295, 2000.
- Myeni, R. B., J. Dong, C. Tucker, R. K. Kaufmann, P. E. Kauppi, J. Liski, L. Zhou, V. Alexeyev, et M. K. Hughes, A large carbon sink in the woody biomass of northern forests, *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 98(26), 14,784–14,789, 2001.
- Noble, I., et R. J. Scholes, Sinks and the Kyoto Protocol, *Climate policy*, 1(1), 5–25, 2001.
- Noble, I., M. Apps, R. Houghton, D. Lashof, W. Makundi, D. Murdiyarso, B. Murray, W. Sombroek, et R. Valentini, Ch. 2 – implication of different definitions and generic issues, *IPCC Special Report : Land Use, Land Use Change and forestry*, pp. 53–126, edited by R. T. Watson, I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo and D. J. Dokken, 2000.

- Nordhaus, W. D., Economic growth and climate : the carbon dioxide problem, *American Economic Review*, 67(1), 341–346, 1977.
- Rakonczay, Z., Biome-specific forest definitions, *Document de travail FCCC/TP/2002/1*, UNFCCC, 2002.
- Revelle, R., et H. Suess, Carbon dioxide exchange between atmosphere and ocean and the question of an increase of atmospheric CO₂ during the past decades, *Tellus*, 9(18-27), 1957.
- Sampson, N., et R. J. Scholes, Ch. 4 – additionnal human-induced activities – Article 3.4, *IPCC Special Report : Land Use, Land Use Change and forestry*, pp. 181–281, edited by R. T. Watson, I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo and D. J. Dokken, 2000.
- Schelhaas, M. J., et G. J. Nabuurs, Spatial distribution of regional whole tree carbon stocks and fluxes of forests in Europe, *Document de travail*, Alterra, Alterra report No. 300, 2001.
- Schlamadinger, B., et G. Marland, Land-use and the global climate change, *Document de travail*, Pew center on global climate change, 2000.
- Schlesinger, J., Energy and geopolitics in the 21st century, *Communication à la Conférence mondiale de l'énergie, 14e Congrès, Montréal*, disponible à l'adresse [http ://www.centre-cired.fr/perso/hourcade/Materiaux_appui_cours/Historique_EED/doc2_schlesinger.PDF](http://www.centre-cired.fr/perso/hourcade/Materiaux_appui_cours/Historique_EED/doc2_schlesinger.PDF), 1989.
- Schulze, E.-D., C. Wirth, et M. Heimann, Managing forests after Kyoto, *Science*, 289(5487), 2058–2059, 2000.
- Schulze, E. D., R. Valentini, et M. J. Sanz, The long way from Kyoto to Marrakesh : Implications of the Kyoto Protocol negotiations for global ecology, *Global Change Biology*, 8, 505–518, 2002.
- Schulze, E.-D., D. Mollicone, F. Achard, G. Matteucci, S. Federici, H. D. Eva, et R. Valentini, Making deforestation pay under the Kyoto Protocol ?, *Science*, 299, 1669, 2003.
- Shabecoff, P., Global warming has begun, expert tells Senate, *The New York Times*, 24 June 1988, 1, 1988.
- UNFCCC, Convention cadre sur le changement climatique, *site internet UNFCCC*, disp. à l'adresse [http ://unfccc.int](http://unfccc.int), 1992.
- UNFCCC, Protocole de Kyoto à la convention cadre des nations unies sur le changement climatique, *site internet UNFCCC*, disponible à l'adresse [http ://unfccc.int/resource/convkp.html](http://unfccc.int/resource/convkp.html), 1997a.
- UNFCCC, Comments from parties, *Response from Parties on Issues related to sinks*, FCCC/AGBM/1997/MISC.4, 1997b.
- UNFCCC, Comments from parties - addendum 1, *Response from Parties on Issues related to sinks*, FCCC/AGBM/1997/MISC.4/add1, 1997c.

- UNFCCC, Comments from parties - addendum 2, *Response from Parties on Issues related to sinks*, FCCC/AGBM/1997/MISC.4/add2, 1997d.
- UNFCCC, Comments from parties, *Compilation of responses from Parties on Issues related to sinks*, FCCC/AGBM/1997/INF.2, 1997e.
- UNFCCC, Compilation of country-specific data and information as submitted by parties, methodological issues, land use, land-use change and forestry, *Document de travail FCCC/SBSTA/2000/9/Add.1*, UNFCCC, disp. à l'adresse [http ://unfccc.int/resource/docs/2000/sbsta/09a1.htm](http://unfccc.int/resource/docs/2000/sbsta/09a1.htm), 2000.
- UNFCCC, Projet de décision -/cp.6 proposé par les coprésidents du groupe de négociation, préparatifs en vue de la première session de la conférence des parties agissant comme réunion des parties au Protocole de Kyoto, questions relatives à l'utilisation des terres, au changement d'utilisation des terres, et à la foresterie, *Document de travail FCCC/CP/2001/L.11/Rev.1*, UNFCCC, disponible à l'adresse [http ://unfccc.int/resource/docs/french/cop6secpart/cp65l1r01f.pdf](http://unfccc.int/resource/docs/french/cop6secpart/cp65l1r01f.pdf), 2001a.
- UNFCCC, Decision 11/cp.7 land-use, land-use change and forestry, report of cop-7, Marrakech, *Document de travail FCCC/CP/2001/13/Add.1*, UNFCCC, disp. à l'adresse [http ://unfccc.int/sessions/workshop/070402/11cp7.pdf](http://unfccc.int/sessions/workshop/070402/11cp7.pdf), 2001b.
- UNFCCC, Decision 17/cp.7, modalities and procedures for a clean development mechanism as defined in Article 12 of the Kyoto Protocol, report of cop-7, Marrakech, *Document de travail FCCC/CP/2001/13/Add.2*, UNFCCC, disponible à l'adresse [http ://unfccc.int/sessions/workshop/070402/17cp7.pdf](http://unfccc.int/sessions/workshop/070402/17cp7.pdf), 2001c.
- UNFCCC, Land-use, land-use change and forestry : definitions and modalities for including afforestation and reforestation activities under the Article 12 of the Kyoto Protocol., *Methodological Issues*, disponible à l'adresse [http ://unfccc.int/sessions/workshop/070402/lulucfsub.pdf](http://unfccc.int/sessions/workshop/070402/lulucfsub.pdf), 2002.
- van Kooten, G. C., R. A. Sedjo, et E. H. Bulte, Yearbook of environmental and resource economics, 5 : *Tropical deforestation : issues and policies*, 2000.
- Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo, et D. J. Dokken (Eds.), *IPCC Special Report : Land Use, Land Use Change and forestry*, Cambridge University Press, 2000.
- WBGU, The Accounting of Biological Sources and Sinks Under the Kyoto Protocol. Special Report of the German Advisory Council on Global Change, disponible à www.avi-bremerhaven.de/WBGU/wbgu_sn1998-engl.html, 1998.
- Zittel, W., et M. Treber, Analysis of bp statistical review of world energy with respect to CO₂ emissions, *LBST working paper*, disponible à [http ://www.germanwatch.org/rio/apbpst03.htm](http://www.germanwatch.org/rio/apbpst03.htm), 2003.

Chapitre 3

Le Protocole de Kyoto du point de vue de la gestion forestière : des effets adverses ?

"It is proving to be very difficult to devise a set of definitions under which there are no accounting anomalies such as undeserved credits or debits"

[Kirschbaum et al., 2000]

Sommaire

Introduction	118
3.1 Optimalité de schémas de gestion forestière: le point de vue de l'atmosphère	120
3.1.1 De l'importance de la durée de vie des produits du bois dans la supériorité-carbone des filières forestières sur les forêts sanctuaires: une analyse théorique simple	122
3.1.2 Paramètres de gestion et efficacité du stockage dans la filière bois: arguments numériques	126
3.1.3 Le risque de la mise en place d'un schéma comptable non cohérent vis à vis de l'atmosphère	136
3.2 Schémas de gestion forestière dans le cadre du Protocole: le point de vue du forestier	136
3.2.1 L'attribution de lignes de compte "carbone" ou comment appliquer l'Article 3.4 aux acteurs de la filière forestière?	137
3.2.2 Questions économiques soulevées par le schéma incitatif de l'Article 3.4	140
Conclusion	149
Références	153

Introduction

L'Article 3.4 du Protocole de Kyoto, nous l'avons vu, permet de comptabiliser, afin de contribuer au respect des quotas d'émissions, une partie des flux nets de carbone entre les forêts gérées et l'atmosphère, mesurés comme accroissement de stock durant une période d'engagement. Le texte précise que seul est comptabilisé à cette fin le stockage "*lié à l'action de l'homme*", et nous avons vu qu'en pratique des règles simples ont été adoptées pour exclure la part du stockage liée à la nature (et également aux effets de la gestion avant 1990). Or, on ne sait pas quelles sont les conditions qui font que "l'action de l'homme" sur une parcelle de forêt est plus profitable pour l'atmosphère que le fait de ne pas intervenir, constituant ainsi une réserve forestière? En théorie, de telles forêts "sanctuaires", sans intervention humaine, ne sont pas éligibles à l'Article 3.4, même au cas où leurs stocks augmenteraient. Certes, nous avons souligné (Chap. 2) qu'il y avait un vrai risque à intégrer dans un quota des flux sur des terres non anthropisées, puisque les puits continentaux représentent globalement près du tiers des émissions fossiles annuelles, et pourraient rendre insignifiants les engagements quantitatifs négociés à Kyoto. Mais, à partir du moment où nous faisons l'on fait ce choix légitime, d'exclure de la comptabilité cet important puits que nous "offre" la nature, nous devrions, en toute cohérence, nous poser la question de la pertinence du Protocole de Kyoto à encadrer les flux forestiers gérés.

En fait, cette pertinence repose sur deux conditions réciproques, qui sont les suivantes.

Tout d’abord (section 1), se pose le problème des conditions selon lesquelles les forêts gérées (validables dans Kyoto) sont effectivement plus efficaces à stocker du carbone – et donc plus profitables au climat – que des forêts sanctuaires (non validables). Cette question est importante puisque le Protocole crée une incitation tacite à “anthropiser” les forêts, de façon à rendre éligible leur bilan au Protocole¹. Pour établir les conditions garantissant que, effectivement, la gestion forestière est profitable au climat “vue de l’atmosphère”, nous établirons le bilan de masse typique d’une filière forestière, incluant les produits du bois, tout d’abord dans un exemple analytique simple, puis avec un modèle numérique simplifié, incluant les réservoirs produits et le carbone du sol.

Ensuite (section 2), est posée la question de la nature des incitations créées par le schéma de Kyoto en direction du secteur forestier. Même si l’accroissement des stocks forestiers gérés n’est pas crédité à 100%, mais seulement pour partie (Chap. 2), comment vont réagir des forestiers, qui, il faut bien l’avouer, “n’avaient rien demandé”? L’objectif de production d’un forestier était, avant Kyoto, au premier ordre, de maximiser uniquement le flux de bois produit par la forêt, et non aussi le stock sur pied, en ce qu’il représente maintenant un volume de carbone retiré de l’atmosphère. Comment doivent-ils modifier leurs habitudes de gestion dans un cadre qui rémunérerait, même partiellement, le volume de carbone annuellement séquestré dans une forêt, mais qui, réciproquement, pénaliserait la vente de bois d’un débit-carbone? Un tel système est une opportunité aujourd’hui pour les forestiers – puisque comme c’est le cas en France, les forêts sont en moyenne plutôt jeunes et en croissance² – mais pas nécessairement à long terme, puisqu’il faudra bien comptabiliser l’oxydation du bois en tant que débit? Nous verrons que les réponses à ces questions ne sont pas immédiates, et dépendent du schéma de comptabilisation des crédits qui sera individuellement appliqué au secteur forestier et à ses débouchés. Nous verrons qu’en l’état, des effets contre-incitatifs existent, nécessitant d’une part de mieux maîtriser l’impact du carbone sur les prix du bois et d’autre part, de contrer les chausse-trappes liées au passage d’un régime sans bilan carbone à un régime qui comptabilise les flux forestiers.

¹Nous avons vu (Chap. 2) que des pays comme le Canada ou la Russie qui pratiquent une gestion de type extractive sur des forêts sans intervention préalable de l’homme, ont un intérêt certain à déclarer l’ensemble de leurs surfaces forestières comme étant “gérées”, sous prétexte qu’elles seraient récoltées un jour.

²L’augmentation du carbone stocké dans les forêts françaises (sol compris) a été évalué à 10 MtC/an pour la décennie 80, soit 10% des émissions fossiles du pays.

3.1 Optimalité de schémas de gestion forestière : le point de vue de l'atmosphère

De manière très schématique, une activité de gestion forestière consiste à extraire des arbres de la forêt à dates régulières, et à stocker le bois sous forme de produits pendant un certain laps de temps. Il doit donc être possible d'étudier le schéma de gestion (durée de rotation, durée de vie des produits du bois) qui maximise la fonction puits de carbone de cette filière.

Cette question (optimisation de la fonction "puits de carbone" de la filière forestière) a déjà été abordée dans la littérature [*Cannell*, 1996; *Marland et Marland*, 1992]. Les principales conclusions sont que la stratégie la plus efficace d'utilisation des forêts à fins de stockage dépend de plusieurs paramètres, dont leur productivité et la biomasse sur pied existante. Mais leur analyses ont négligé la sensibilité de l'étude à une variation de la gestion des produits du bois. *Cannell* [1996] énonce que la fonction puits de carbone³ résultant d'un schéma de gestion est à son maximum en même temps que l'est la production de bois⁴, c'est-à-dire pour des récoltes s'effectuant aux dates où l'*incrément annuel moyen* est maximal, comme représenté Fig 3.1. Or, en toute rigueur, une telle hypothèse n'est valable que si les produits du bois ont une durée de vie infinie (Fig 3.1, courbe B1). Bien qu'elle soit d'acceptation courante et présente dans d'autres études [*Huang et Kronrad*, 2001], cette hypothèse extrême revient à admettre, à l'encontre de vérités physiques évidentes, qu'il n'y a pas de limite supérieure à la quantité stockée par un hectare de forêt, puisque le bois produit s'accumule, récolte après récolte, sans s'oxyder. A l'opposé, si les produits du bois ont une durée de vie nulle, alors, le stock cumulé retiré de l'atmosphère est à son maximum si la forêt est transformée en sanctuaire (Fig 3.1, courbe A), plutôt que récoltée régulièrement de manière à optimiser le volume de bois vendu (Fig 3.1, courbe B2).

Une question préliminaire digne d'intérêt est donc de déterminer les conditions sous lesquelles l'établissement d'une filière forestière, contrôlant durée de rotation et durée de vie des produits, est un meilleur "puits de carbone" que l'établissement d'une réserve forestière (Fig 3.1, courbe A). Pour séquestrer du carbone, vaut-il mieux exploiter la forêt et garder le bois pendant un certain temps, ou constituer des réserves forestières ? Le Protocole de Kyoto répond prématurément à cette question, en rendant éligible au bilan carbone (une partie de) la variation des stocks forestiers dans les forêts anthropisées, mais non dans les forêts sans influence humaine, excluant même de son dispositif la valorisation de la conservation des forêts tropicales

³C'est à dire le flux *net* retiré annuellement de l'atmosphère, moyenné sur plusieurs périodes de gestion.

⁴La production de bois au sens du volume annuel de bois récolté, moyenné sur plusieurs périodes de gestion.

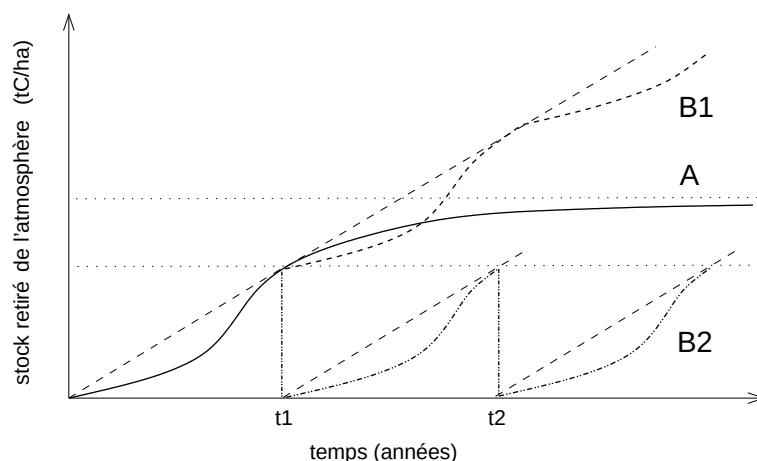


FIG. 3.1: Acceptations concurrentes du carbone retiré de l'atmosphère par la gestion d'un hectare de forêt, en fonction des hypothèses sur le devenir des produits du bois. A : non-intervention (reconstitution du stock primaire), B1 : récolte aux dates t_i où l'incrément annuel moyen est maximal, sous l'hypothèse d'une durée de vie infinie des produits du bois. B2 : identique à B1, mais sous l'hypothèse d'une oxydation immédiate des produits après la récolte.

primaires [Schulze *et al.*, 2003].

Cette question fondamentale est un fil rouge du débat sur la séquestration. Elle fut en effet posée dans le premier travail s'intéressant à la question des puits [Dyson, 1977], où l'auteur concluait que l'efficacité de programmes de plantation était conditionnée au fait de ne pas récolter les boisements.

Or, au vu des données brutes (Table 3.1), tirées de [WBGU, 1998], les forêts primaires sont des réservoirs de carbone bien plus importants que les forêts secondaires ou gérées⁵. Mais les forêts secondaires sont caractérisées par le fait qu'elles sont récoltées, et que d'importants stocks de bois sont potentiellement constitués. En France, l'accroissement annuel de bois fort sur pied (81,1 millions de m³/an en moyenne annuelle sur la décennie 80), est prélevé à 61 % (produits du bois), 34 % restant sur pied d'une année à l'autre, le reste retournant à la litière et au sol (mortalité) [Dupouey *et al.*, 1999]. Aussi, à première vue, peu de biomasse (5%) est perdue durant la récolte : les émissions sont simplement différées au moment de l'oxydation des produits.

Quel choix d'un temps de rotation et d'un temps de vie des produits permet de garantir le fait que la gestion forestière aboutit à stocker plus de

⁵Une partie importante (estimée à 1/3) du différentiel est susceptible de provenir de la réduction du réservoir de bois mort [Harmon *et al.*, 1993], avec des conséquences importantes sur le cycle forestier car le bois mort a une durée de vie supérieure de plus d'un ordre de grandeur aux débris feuillus.

Végétation	Stocks (tC/ha)	
	forêt primaire	forêt secondaire
<i>zone tempérée</i>		
Forêt naturelle (450 ans) Pseudotsuga-tsuga v.s. plantation (60 ans), Canada	612	259–274
Forêt tempérée décidue v.s. plantation (80 ans), Europe	380	230
Hêtraie naturelle, Slovaquie v.s. hêtraie de production (150 ans)	290	137
<i>zone boréale</i> , forêts non gérées v.s. gérées (100-150 ans)		
Forêt de pins	190	99
Forêt d'épicéa	169	93
Forêt de bouleaux	130	78
<i>zone tropicale</i>		
Dipterocarpaceae (Asie du Sud-est)	333	127
Forêt tropicale humide	273	127
Forêt tropicale humide	240	180
Forêt tropicale humide	124	93
Forêt tropicale saisonnière	141	77

TAB. 3.1: Stocks de carbone de forêts primaires ou semi-naturelles comparés à des forêts secondaires ou gérées de mêmes espèces. Source : *WBGU* [1998]

carbone au total dans l'ensemble des réservoirs concernés (biomasse, sols, et produits du bois) que la simple constitution de forêts-réserves ? Nous allons construire un cadre théorique très simple permettant une première réponse, analytique, à cette question.

3.1.1 De l'importance de la durée de vie des produits du bois dans la supériorité-carbone des filières forestières sur les forêts sanctuaires : une analyse théorique simple

On considère un modèle très simplifié de croissance forestière et de filière produits. Notons $S(t)$ le stock de biomasse d'une forêt (surface unitaire) à l'instant t . La biomasse est supposée nulle à $t=0$, le carbone du sol est exclu de l'analyse. L'incrément annuel du stock est $dS/dt = \eta$ supposé constant. La gestion consiste à récolter la forêt après τ_r années, avec une biomasse $S(\tau_r) = \eta\tau_r$ (voir Figure 3.2). Le bois récolté est ensuite oxydé avec une demi-vie de τ_{ox} années. En réalité, les temps de vie des produits du bois sont très variables en fonction de l'usage final, comme montré Table 3.2. En France, en moyenne, le temps de demi-vie τ_{ox} de l'ordre de 17 ans. En toute rigueur, les produits du bois ne subissent pas une décroissance exponentielle comme

Usage final	Durée de vie des produits (années)
Maisons individuelles	80–100
Maisons en copropriété	70
Mobiles-homes	20
Construction non résidentielle	67
Palettes	6
Meubles	30
Traverses de chemin de fer	30
Papier	1–6

TAB. 3.2: Temps de demi-vie caractéristique pour différents produits du bois, d'après [Skog et Nicholson, 2000]. Ces temps de demi-vie intègrent les temps d'oxydation en décharge. Données moyennes pour les USA.

modélisé ici, mais une décroissance linéaire⁶. L'hypothèse de décroissance exponentielle, également supposée dans les travaux de Houghton [Melillo *et al.*, 1988, Fig. 1], est cependant gardée pour sa tractabilité dans les calculs. La formulation exponentielle présente le désavantage de ne jamais annuler strictement le stock de produits du bois même après des temps très longs, mais la décroissance est suffisamment rapide pour que le stock cumulé soit toujours borné.

On considère que l'incrément annuel d'une forêt sanctuaire est égal à $\beta\eta$, avec $0 < \beta < 1$, pour témoigner du fait que la gestion favorise une croissance plus rapide (Fig. 3.2). De plus, on considère que le stock de forêt "naturelle" sature après τ_{nat} années, à un stock $S(\tau_{nat}) = \beta\eta\tau_{nat}$ supérieur à celui des forêts gérées. Autrement dit, le stock moyen (sur le temps) d'une forêt naturelle, tend asymptotiquement vers $\beta\eta\tau_{nat}$. D'autre part, le schéma linéaire adopté ici pour l'incrément annuel d'une forêt gérée fait que son stock moyen tend asymptotiquement vers $\tau_r\eta/2$.

Le cas des produits du bois est plus délicat. Soit $P(n\tau_r)$ le stock de produits du bois juste avant la n -ième rotation forestière. Ce stock est le reliquat de l'oxydation des récoltes 1 à n :

$$P(n\tau_r) = \sum_{i=1}^n \tau_r \eta e^{-i \frac{\tau_r}{\tau_{ox}}} \quad (3.1)$$

$$= \tau_r \eta e^{-\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}} \left[\frac{1 - e^{-n \frac{\tau_r}{\tau_{ox}}}}{1 - e^{-\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}}} \right] \quad (3.2)$$

$$\xrightarrow{n \rightarrow +\infty} \tau_r \eta \frac{1}{e^{\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}} - 1} \quad (3.3)$$

L'analyse précédente évalue le stock de produits du bois aux dates $n\tau_r$ soit *juste avant* les rotations forestières, ce n'est donc pas exactement le stock

⁶Philippe Ciais, comm. pers.

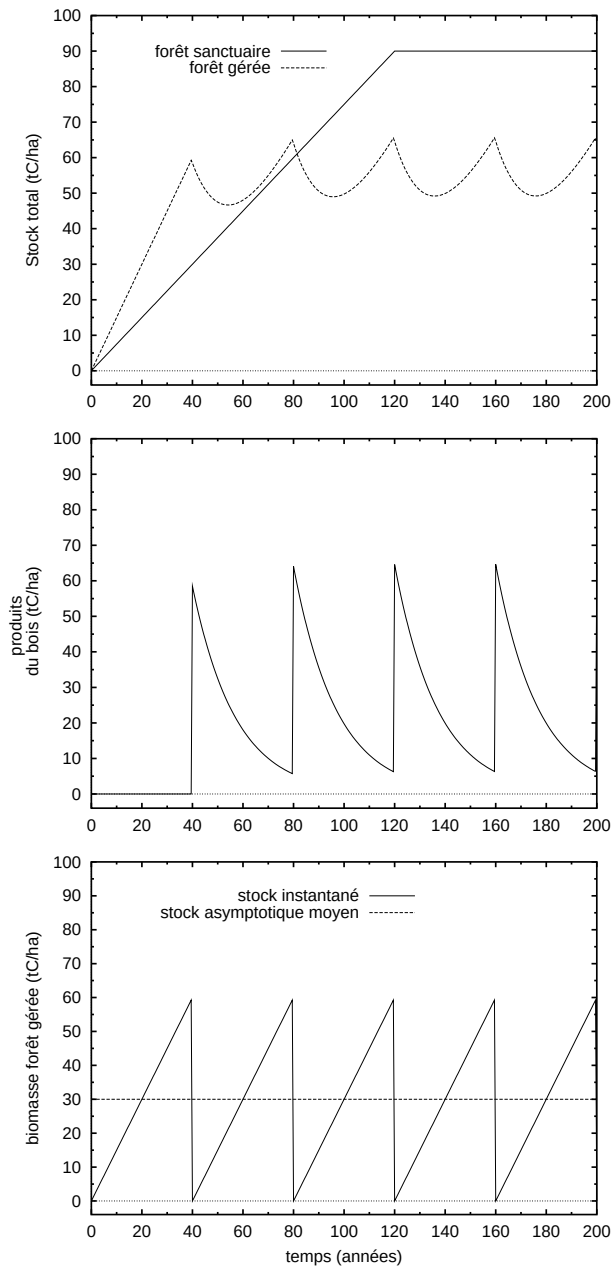


FIG. 3.2: Courbes théoriques d'évolution de la biomasse forestière (en haut) et de stocks dans les produits du bois (en bas) pour des cycles successifs de récolte. L'incrément annuel de biomasse est supposé constant, le stock des produits du bois, après récolte, suit une décroissance exponentielle de temps caractéristique τ_{ox} (oxydation). Dans cette analyse simple, la gestion forestière est plus efficace que la "sanctuarisation" *ssi*. le stock moyen asymptotique des produits du bois fait plus que compenser la perte de biomasse moyenne due à l'application des rotations forestières au lieu de laisser la forêt non gérée.

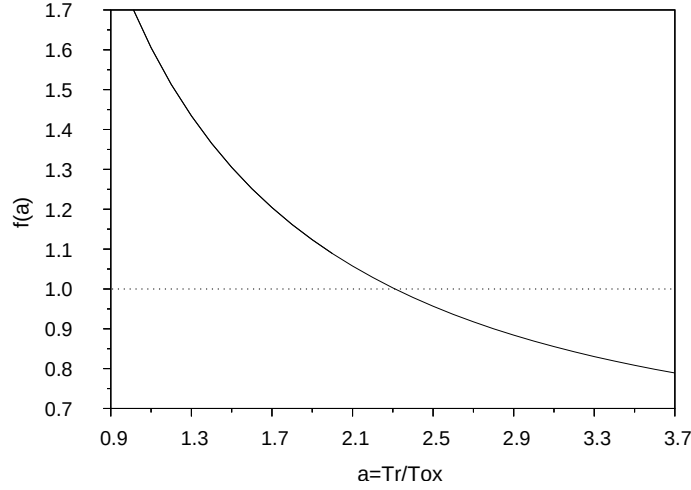


FIG. 3.3: Graphe de la fonction $f(a)$ déterminant le seuil de préféralité de la gestion forestière. $f(a) = \frac{1}{2} + \frac{1}{e^a - 1} + \frac{e^{-a} - 1}{a}$, où $a = \frac{\tau_r}{\tau_{ox}}$. Si $f(a) > \beta \frac{\tau_{nat}}{\tau_r}$, alors la gestion forestière est plus favorable à la “sanctuarisation” de forêts, d’un point de vue de la maximisation du stock asymptotique moyen de carbone séquestré.

asymptotique moyen. Celui-ci est égal à la limite de $P(n\tau_r)$ quand $n \rightarrow +\infty$, plus la valeur moyenne sur une rotation $\bar{P}$ du stock moyen issu de la récolte précédente :

$$\bar{P} = \tau_r \eta \left[\frac{e^{-\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}} - 1}{\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}} \right] \quad (3.4)$$

In fine, dans la limite de ce cadre théorique simple, les forêts gérées sont plus intéressantes du point de vue carbone que les forêts en conservation totale *si et seulement si* :

$$\tau_r \left[\frac{1}{2} + \frac{1}{e^{\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}} - 1} + \frac{e^{-\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}} - 1}{\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}} \right] > \beta \tau_{nat} \quad (3.5)$$

soit

$$f\left(\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}\right) > \beta \frac{\tau_{nat}}{\tau_r} \quad (3.6)$$

où la fonction f , tracée Figure 3.3, est donnée par

$$f(a) = \frac{1}{2} + \frac{1}{e^a - 1} + \frac{e^{-a} - 1}{a} \quad (3.7)$$

Supposons pour simplifier $\tau_{nat} = \tau_r$ et $\beta = 1$, soit des hypothèses à priori plutôt en faveur des forêts gérées. La condition (Eq. 3.6) devient $f\left(\frac{\tau_r}{\tau_{ox}}\right) > 1$,

soit, numériquement $a = \frac{\tau_r}{\tau_{ox}} < 2,31$, ou, de façon équivalente : $\tau_{ox} > 0,43 \tau_r$. Donc, dans le cadre de ce modèle très simple, la filière gérée conduit à séquestrer plus de carbone que la forêt sanctuaire si et seulement si les produits du bois ont un temps caractéristique d'oxydation au moins de l'ordre de 40% de la durée de rotation. En France, il faudrait plus que doubler la durée de vie moyenne des produits du bois pour qu'une telle condition soit vérifiée.

Certes, la durée d'immobilisation des produits, requise pour que la filière forêt séquestre *in fine* plus que la forêt sanctuaire, diminue si l'on augmente par ailleurs l'incrément annuel des forêts gérées. Mais c'est seulement dans la limite où l'incrément annuel des forêts gérées est tel que leurs stocks asymptotiques moyens soient égaux à ceux des forêts primaires, qu'il est préférable d'exploiter la forêt indépendamment du devenir des produits du bois.

Cet exemple analytique simple, pour peu réaliste qu'il soit, a le mérite de nous montrer quelles variables sont décisives dans l'efficacité d'une filière bois à vocation carbone : la durée de rotation, l'incrément annuel, et la durée de vie du bois dans les réservoirs produits. Cependant, cette analyse néglige le réservoir du sol, et simplifie à l'extrême l'allocation de la biomasse au moment de la récolte. Voyons comment se transforment ces résultats analytiques dans le cadre, numérique, d'un modèle un peu plus réaliste.

3.1.2 Paramètres de gestion et efficacité du stockage dans la filière bois : arguments numériques

L'exemple analytique précédent est utile pour fixer les idées et donner des ordres de grandeur à respecter en terme de durée de vie des produits du bois. Cependant, le carbone du sol n'était pas inclus dans l'analyse. Nous allons ici utiliser une version particulière du modèle OSCAR (Chap. 4) étendu à la gestion forestière, pour étudier le bilan carbone complet d'une filière de rotation forestière, y compris les produits du bois et le carbone du sol. Puisque nous allons examiner uniquement le bilan de masse au cours de rotations forestières sur une surface unitaire (par ex. un hectare), nous n'avons pas besoin de donner dès à présent la structure globale d'OSCAR, mais uniquement les équations concernant les stocks et flux de carbone prenant place sur la surface s de forêt en question.

3.1.2.1 Un modèle simple décrivant stocks et flux de carbone sur une parcelle de forêt gérée par cycles

On note $B(t)$ (resp. $S(t)$) la biomasse (resp. le carbone du sol) sur la surface s . Par ailleurs, on rattache à cette surface trois réservoirs de produits du bois de durée de vie de 1 an (resp. 10 et 100 ans) notés W^1 (resp. W^{10} et W^{100}). L'évolution de la biomasse forestière B hors des périodes de récolte,

dans le pas de temps d'une année, est donnée par :

$$B(t+1) - B(t) = \eta(t)s - \mu B(t) \quad (3.8)$$

où la mortalité de la biomasse est supposée être une fraction constante μ de la biomasse sur pied et η est la productivité primaire nette (NPP). L'évolution du réservoir de carbone du sol forestier est donnée par l'équation suivante, où la respiration hétérotrophe est définie comme une fraction δ du réservoir de carbone du sol :

$$S(t+1) - S(t) = \mu B(t) - \delta S(t) \quad (3.9)$$

Hors des périodes où ils sont approvisionnés par récolte, les réservoirs des produits du bois de τ années de durée de vie (1, 10 et 100 ici), suivent la dynamique :

$$W^\tau(t+1) = \frac{\tau-1}{\tau} W^\tau(t) \quad (3.10)$$

Initialement, la parcelle de forêt contient une forêt typique tempérée non gérée de l'hémisphère nord⁷. Cette parcelle de forêt est ensuite récoltée à dates régulières t_r . Lors de la récolte, le carbone dans la végétation $B(t_r)$ est redirigé vers les réservoirs des produits du bois, du sol et de l'atmosphère (Fig. 3.4), pour rendre compte d'un éventuel brûlis. Ce schéma simple d'une forêt gérée par cycles fait intervenir plusieurs paramètres qui vont déterminer le bilan carbone à long terme de la parcelle :

- la part π_{killed} de la végétation existante (biomasse aérienne et souterraine) détruite à la date de coupe
- la part $\pi_{killed}\pi_{slash}$ de la végétation existante tuée et abandonnée sur place lors de la coupe. Dans la version présente du modèle ce reliquat est dirigé vers le réservoir de carbone du sol où il y est oxydé.
- les parts $\omega_1, \omega_{10}, \omega_{100}$, de la récolte π_{killed} ($1 - \pi_{slash}$), dirigées vers des réservoirs produits à 1, 10, et 100 ans de durée de vie.
- la durée de la rotation forestière.

Lors de la récolte, l'évolution du réservoir de biomasse et de celui du sol est la suivante :

$$B(t_r+1) = (1 - \pi_{killed})[B(t_r) + \eta(t_r)s - \mu B(t_r)] \quad (3.11)$$

$$S(t_r+1) = S(t_r) + \mu B(t_r) - \delta S(t_r) + \pi_{killed} \pi_{slash} [B(t_r) + \eta(t_r)s - \mu B(t_r)] \quad (3.12)$$

Les produits du bois sont approvisionnés durant la récolte aux dates t_r , (durée de vie des réservoirs $\tau = 1, 10$ ou 100 ans).

$$W^\tau(t_r+1) = \frac{\tau-1}{\tau} W^\tau(t_r) + \omega_{10}\pi_{killed} (1 - \pi_{slash}) [B(t_r) + \eta(t_r)s - \mu B(t_r)] \quad (3.13)$$

⁷Voir Table 4.1, p. 169 pour les paramètres biophysiques de telles forêts, tirés d'une moyenne géographique de ceux du modèle biosphérique à point de grille CASA-SLAVE.

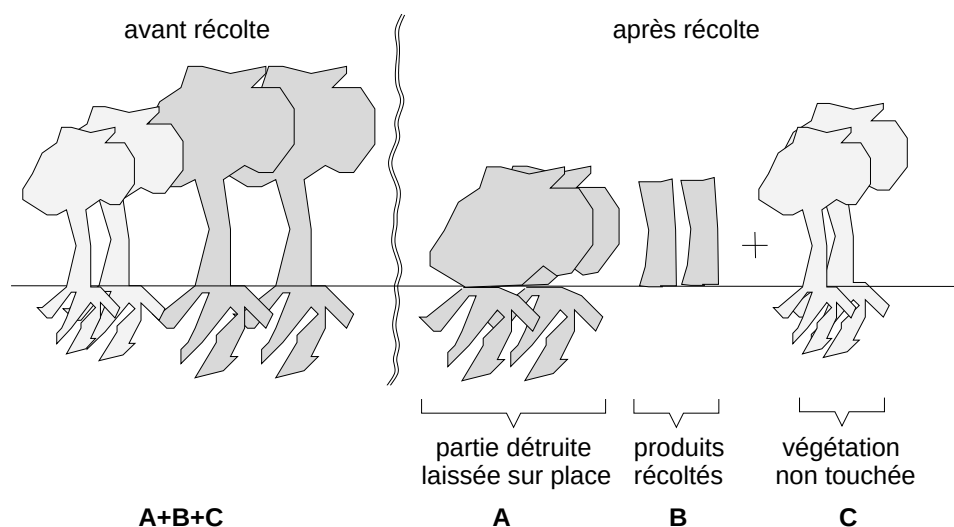


FIG. 3.4: Schémas retenus pour les devenir possibles du bois après récolte forestière. La partie laissée sur place (*A*) rejoint le réservoir du sol. Une partie (*B*) est exportée en tant que récolte. Selon le mode de gestion, la végétation continue pour partie (*C*) sa croissance sur place. Le mode de gestion et les débouchés du bois caractérisent (i) le ratio $\pi_{killed} = \frac{A+B}{A+B+C}$ de végétation détruite, (ii) le ratio $\pi_{slash} = \frac{A}{A+B}$ de pertes sur la partie de biomasse détruite – voir table 3.3, (iii) l’orientation des produits récoltés *B* vers des réservoirs de durées de vie différentes – voir table 3.4.

Les coefficients π_{killed} et π_{slash} sont tout d’abord dépendants des méthodes de gestion forestière, qui déterminent directement la part de biomasse détruite, puis celle laissée sur place. Il s’agit typiquement des résidus souterrains des arbres coupés, mais aussi de dégâts d’exploitations : espèces non récoltées mais abattues pour des raisons pratiques comme l’accès aux arbres mûrs ou la construction de routes. Des rotations forestières par coupes rases laissent un montant minimal de carbone sur place (typiquement uniquement les souches et les racines, ainsi que quelques débris d’exploitation). A l’opposé, une méthode de “jardinage”, ou d’exploitation à faible impact, laissera un stock de biomasse vivant important. Nous avons pu recalculer (Table 3.3) les valeurs de π_{killed} et π_{slash} à partir des données de [Houghton et Hackler, 2001], par grand type de biome forestier et par grande région mondiale. En Russie, ces valeurs sont détaillées par usage final du bois.

Ces données montrent que l’exploitation des forêts tropicales (logging) est plus destructrice à l’hectare en Asie du Sud-est (66% de la biomasse sur place est détruite) qu’en Amérique du Sud (12,9%) : ceci s’explique par le fait qu’en Asie, 87,5 % de la biomasse détruite est laissée à s’oxyder sur place, contre seulement 10,9 % en Amérique Latine [Houghton et al., 1991]. Ces chiffres tendent à montrer que la récolte forestière est globalement plus “sélective” et “soignée” en Amérique du Sud qu’en Asie. Ce n’est pas

Région	forêt récoltée	π_{killed}	π_{slash}
Chine, Europe, Amérique du Nord, Afrique du Nord, Moyen Orient, Région Développée du Pacifique	tropicale humide - clearing	100	33,0
	tropicale humide - logging	100	63,5
	temp. semperv. - clearing	100	33,0
	temp. semperv. - logging	100	73,8
	tempérée décidue - clearing	100	33,0
	tempérée décidue - logging	100	62,2
	boréale - clearing	100	33,0
	boréale - logging	100	81,1
Asie du Sud et du Sud-est	tropicale humide - clearing	100	50,0
	tropicale humide - logging	66,0	87,5
Amérique du Sud	équatoriale - clearing	87,1	33,0
	tropicale saisonnière - logging	12,9	10,7
ex-URSS (bois-énergie)	tempérée décidue	28,1	20,0
	boréale	48,9	21,0
ex-URSS (bois-matériau)	tempérée décidue	100	37,0
	boréale	100	30,0

TAB. 3.3: Devenir de la biomasse sur une surface touchée par la déforestation (clearing), ou subissant une récolte d’exploitation (logging), par région et type de forêt. π_{killed} est la fraction de biomasse détruite lors de la coupe, en % de la biomasse avant intervention. $\pi_{killed} = 100$ signifie une coupe rase. π_{slash} est la fraction de biomasse détruite qui est *in fine* laissée à s’oxyder sur place. Des valeurs faibles de π_{slash} signifient un volume faible de rémanents et donc une gestion forestière laissant peu de déchets. Valeurs calculées depuis [Houghton et Hackler, 2001].

forcément le cas pour la déforestation, par définition, qui se traduit par le fait qu’une quantité importante de biomasse est exportée du site, tant en Amérique Latine qu’en Asie [Kummer et Turner, 1984].

Dans la plupart des zones tempérées, un tel système de coupes rases intensives peut aussi être la norme (Canada) où bien pratiqué de façon plus soutenable (France), mais les chiffres agrégés de Houghton et Hackler [2001] considèrent que la gestion forestière dans ces régions peut se modéliser par une succession de coupes rases ($\pi_{killed} = 100$). Ceci est convenable pour l’exploitation de futaies, mais n’est pas tout à fait satisfaisant pour rendre compte des modes de gestion des forêts dites “unevenaged” (dont la répartition des arbres sur un hectare s’étale sur plusieurs classes d’âges).

Dans l’analyse qui suit, nous considérons que le stock entier de biomasse est tué à la fin du cycle ($\pi_{killed} = 100$) et qu’une partie π_{slash} de cette biomasse – représentant les déchets d’exploitation et la biomasse souterraine des arbres abattus – est effectivement abandonnée sur place. Dans notre modèle, nous considérons que cette part de “déchets” intègre le réservoir du sol où elle y est progressivement oxydée.

La répartition de la récolte de bois dans les réservoirs à 1, 10 et 100

Région	forêt	ω_1	ω_{10}	ω_{100}
Chine	–	75	10	15
Europe	–	18	33	49
Amérique du Nord	–	4	38	58
Afrique du Nord et Moyen Orient	–	63	15	22
Région Développée du Pacifique	–	27	29	44
Asie du Sud et du Sud-est	–	13	7	80
Amérique du Sud	tropic. sais.	0	100	0
	conifères	0	10	90
ex-URSS (bois-énergie)	temp. déc.	82	0	18
	boréale	82	0	18
ex-URSS (bois-matériau)	temp. déc.	15	0	85
	boréale	15	0	85

TAB. 3.4: Fractions ω_1 , ω_{10} , ω_{100} des produits du bois à 1, 10 et 100 ans de durée de vie. La fraction est exprimée en % de la récolte forestière *exportée*, constituée de l'ensemble du bois retiré du site pour transformation ultérieure. Valeurs référentes à l'année 1980 - logging response curve. Données [Houghton et Hackler, 2001].

ans de temps de vie est aussi incertaine. La Table 3.4 résume les données afférentes utilisées par [Houghton et Hackler, 2001] par grande région et type de forêt.

Nous allons voir en quoi les paramètres ω, π, τ_r caractérisant les modes de gestion, ont une influence sur le bilan de masse des réservoirs de biomasse, du carbone du sol, et des produits du bois, et donc *in fine* sur le carbone total immobilisé dans la filière forestière. Les calculs conduits ici pour un éventail de paramètres donnés Table 3.5, concernent un biome forestier tempéré moyen de la région OCDE (Table 4.1, p. 169). L'expérience consiste à appliquer, sur ce biome à l'équilibre, des cycles successifs de rotation forestière de durée τ_r , et de suivre l'évolution des différents réservoirs : biomasse, carbone du sol, produits du bois. Par ailleurs, on considère pour simplifier que la productivité primaire nette et la mortalité de la biomasse (hors récolte) sont identiques sur l'ensemble des classes d'âge. Les résultats sont représentés Figure 3.5.

3.1.2.2 Sensibilité du stockage net à la durée de vie des produits : le cas d'une forêt tempérée typique de l'hémisphère nord

Toutes choses égales par ailleurs, considérons une variation de la durée de vie moyenne des produits du bois, en modifiant l'allocation de la récolte dans les réservoirs à 1, 10 et 100 ans de durée de vie, dans des proportions données Table 3.5 (lignes ref, B1 et B2).

Pour chaque expérience, l'évolution du contenu-carbone des principaux réservoirs (carbone total, produits du bois, biomasse, sol), est reportée Fi-

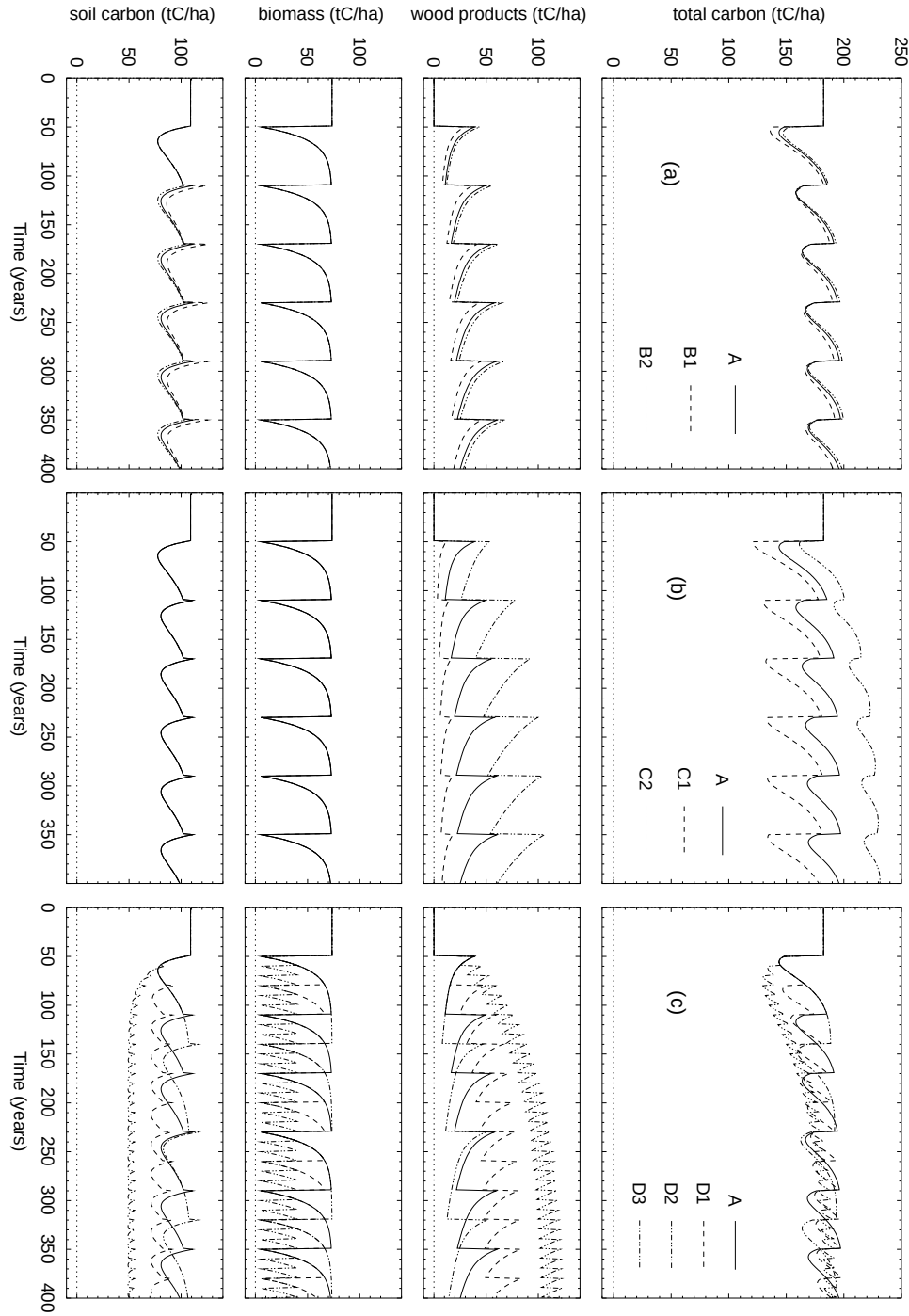


FIG. 3.5: Evolution du contenu carbone des réservoirs de biomasse, de carbone du sol, des réservoirs produits, et du total, pour une forêt tempérée “moyenne” de la région OCDE, pour les huit expériences décrites Table 3.5 : (a) biomasse récoltée laissée sur place ; (b) durée de vie des produits du bois ; (c) durée de rotation forestière. Le début de cycle est fixé à $t = 50$ ans.

Expérience	paramètres					
	π_{slash}	π_{killed}	ω_1	ω_{10}	ω_{100}	τ_r
(ref)	20	100	33	33	33	60
A1 (π_{slash})	10	100	33	33	33	60
A2 (π_{slash})	40	100	33	33	33	60
B1 (ω)	20	100	80	10	10	60
B2 (ω)	20	100	10	10	80	60
C1 (τ_r)	20	100	33	33	33	30
C2 (τ_r)	20	100	33	33	33	90
C3 (τ_r)	20	100	33	33	33	10

TAB. 3.5: Description des 8 expériences conduites pour l’analyse de l’efficacité de la gestion forestière à objectif carbone. Les expériences sont des suites de coupes rases concernant une forêt tempérée moyenne de la région OCDE. L’ensemble de la végétation est tué à l’issue de la rotation (sur la Figure 3.4, $C = 0$). π_{slash} : pourcentage de la végétation tuée laissée sur place. ω_1 , ω_{10} , ω_{100} : fractions (en %) de la récolte exportée redirigées vers les réservoirs à 1, 10 et 100 ans de durée de vie. τ_r : durée de la rotation forestière en années.

gure 3.5b. Le cas B2 (80 % de produits à 100 ans de durée de vie, 10 % à 10 ans et 10 % à un an) se révèle le plus favorable, avec un stock asymptotique de carbone total supérieur au stock total d’une forêt “vierge” à l’équilibre. Le cas de référence (ref), avec équi-allocation des produits du bois dans ces trois réservoirs, conduit à un stock moyen total voisin de celui de la forêt non gérée. Le cas B1 se montre le plus défavorable (80 % de produits de 1 an de durée de vie, 10 % de 10 ans et 10% de 100 ans), avec une perte de stock moyen due au passage en gestion. Ces simulations montrent l’importance de la prise en compte des réservoirs produits, et l’influence de leur temps de vie, dans le bilan carbone net consolidé de la filière forestière, ce qui peut se résumer comme suit :

Résultat 1 (Influence des réservoirs produits) *La capacité de séquestration d’une filière forestière dépend du devenir du bois dans les réservoirs produits.*

- (i) *Si les réservoirs produits ne sont pas pris en compte, les forêts gérées sont moins efficaces à stocker du carbone que les forêts “sanctuaires” : il y a moins de carbone séquestré dans la biomasse et les sols.*
- (ii) *La durée de vie moyenne des produits est un paramètre critique dont dépend le volume total de carbone immobilisé dans la filière forestière. Eventuellement, si les produits du bois ont une durée de vie suffisante, il y a plus de carbone immobilisé dans l’ensemble des réservoirs relatifs à une forêt gérée (biomasse, sol, produits) que dans une forêt primaire.*

Ceci a deux conséquences directes. Tout d’abord, les études de potentiel de séquestration dans les forêts gérées sont incomplètes sans la prise en

compte des réservoirs produits, souvent ignorés [Schelhaas et Nabuurs, 2001]. Ensuite, ce résultat est encourageant car il suggère l'existence d'un potentiel de séquestration non négligeable dans les produits du bois. En France, des potentialités non-négligeables existent pour une utilisation plus importante du bois dans le secteur du bâtiment, qui représente actuellement 30% en volume des utilisations du bois rond, contre 38% dans le papier, 9% dans le meuble et 8% dans l'emballage [Bossy et al., 1994].

Comme on peut le voir Fig. 3.5b, il semble qu'il existe, comme nous l'avons montré analytiquement p. 126, un seuil de durée de vie moyenne des produits du bois, au delà duquel, en moyenne de long terme, la filière forestière conduit à séquestrer un volume plus important qu'une forêt sanctuaire. Nous avons procédé à quatre simulations avec des durées de vie moyenne des produits de 20, 40, 60 et 80 ans, pour une période de rotation de 60 ans. Les résultats sont portés Figure 3.6, et montrent que la filière gérée stocke, en moyenne asymptotique, plus de carbone que la forêt primaire, si les produits du bois ont une durée de vie supérieure à 40 ans environ⁸. Il semble donc que cela ne soit pas le cas en France, où la durée de vie moyenne est estimée actuellement à 17 ans, et que le chemin soit long pour trouver des débouchés dans le secteur du bâtiment. Certes, en France, le premier plan de lutte contre le changement climatique s'est accompagné de l'adoption d'un accord cadre "bois-construction-environnement" secteur du bâtiment ayant pour objectif de porter la part du bois dans la construction de 10 à 12,5% d'ici 2010 [CNDB, 2001], mais cet effort apparaît timide en regard des actions déjà mises en œuvre dans certains pays scandinaves [Borjesson et Gustavsson, 2000].

3.1.2.3 Influence de la durée de rotation forestière sur le bilan de masse de la filière

L'influence de la durée de rotation (expériences A, C1, C2, C3, décrites Table 3.5) sur le bilan de masse de la filière est reportée Fig. 3.5c. Paradoxalement, la durée de rotation n'a pas un impact déterminant sur le carbone *total* moyen du système. Par contre, elle a une influence sur chaque réservoir *pris séparément* :

⁸Ce résultat est obtenu avec des valeurs relativement faibles de carbone moyen dans la forêt primaire typique de l'hémisphère nord, puisqu'elle résulte d'une moyenne géographique de ce biome forestier sur la région tempérée du modèle CASA-SLAVE. En particulier, en tant que moyenne, ces densités sont nettement plus faibles que les valeurs mesurées sur certains sites représentatifs et reprises Table 3.1. Tout ceci fait que l'estimation de la limite de durée de vie à 40 ans peut être considérée comme une fourchette basse.

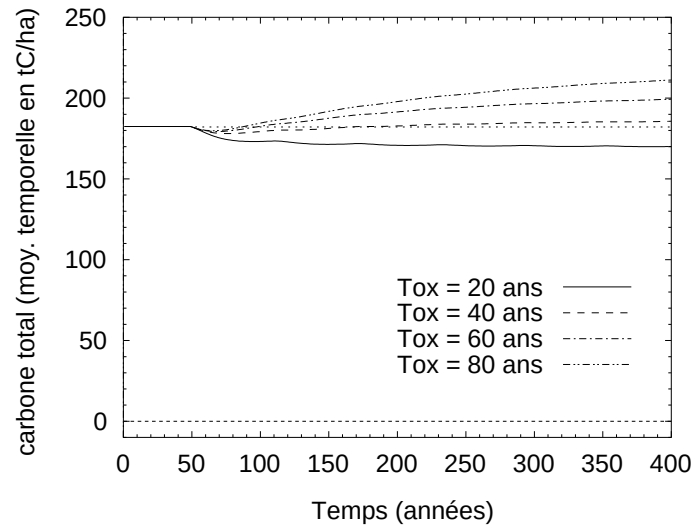


FIG. 3.6: Bilan-carbone d’une filière forestière en fonction de la vitesse d’oxydation des produits du bois. La Figure montre l’évolution de la moyenne temporelle du contenu carbone des réservoirs de biomasse, de carbone du sol, des réservoirs produits, et du total, pour différentes vitesses de décroissance $1/\tau_{ox}$, où τ_{ox} est le temps caractéristique d’oxydation du réservoir produit supposé ici unique. Les valeurs se réfèrent à une forêt tempérée “moyenne” de la région OCDE. Le début de cycle est fixé à $t = 50$ ans. La moyenne est calculée sur une base annuelle à partir de $t = 0$.

Résultat 2 (Influence de la durée de rotation) *La durée de rotation joue de façon contrastée sur les réservoirs de biomasse, le carbone du sol, et les produits du bois :*

- (i) *Des rotations courtes impliquent une plus grande quantité séquestrée dans les réservoirs produits, mais une perte moyenne de carbone du sol, ainsi qu'une perte de biomasse moyenne.*
- (ii) *Toutefois, des durées de rotation passant de 90 à 30 ans n'ont qu'une influence minime sur le carbone total, la perte de carbone dans les écosystèmes étant compensée par le gain dans les produits du bois.*

Ceci nous donne l'occasion de revenir sur le problème d'incitation “adverse” que pourrait créer une prise en compte du seul réservoir de biomasse à fin de comptabiliser les changements de stocks selon l'Article 3.4. Tout d'abord, l'exclusion des produits du bois et du réservoir du sol impliquerait que les changements de stocks mesurés ne sont pas égaux aux flux nets atmosphère-terre associé à la gestion. Ensuite, les forestiers pourraient être incités à augmenter le stock moyen de biomasse “sur pied”, ce qui peut se faire au dépend du contenu des autres réservoirs, en particulier les produits du bois. Notons toutefois que, dans cette analyse de sensibilité, la durée de vie des produits n'a pas été ajustée en même temps que celle des rotations, alors que cela serait probablement le cas : les débouchés d'une forêt de bouleaux à 20 ans de rotation ne sont pas les mêmes que ceux de futaies de chênes à 150 ans de rotation.

3.1.2.4 Importance de la prise en compte du réservoir de carbone du sol

Comme le montre la Figure 3.5, le réservoir du carbone du sol peut subir d'importantes variations lors d'un cycle de gestion, et son contenu moyen dépend fortement des paramètres de gestion. En particulier, le stock de carbone du sol décroît substantiellement pour des rotations forestières courtes (Figure 3.5c), jusqu'à compenser le gain du côté des produits du bois. En conséquence, ce que nous avons vu pour les produits du bois est aussi valable pour le réservoir du sol, dont on ne peut faire l'économie pour l'évaluation du carbone effectivement séquestré dans une filière forestière, au risque de rendre compte de variations de stock ne générant pas un bénéfice net pour l'atmosphère.

Par ailleurs, même avec nos hypothèses relativement basses de densité-carbone des forêts tempérées primaires, il est notable que la conversion d'une telle forêt primaire en une forêt gérée résulte en un déficit de carbone total les premières années, même sans oxydation de la récolte, et ce à cause des effets sur le sol. Ainsi, des modes de gestions s'avérant certes neutres à long terme peuvent être déficitaires sur le court terme, typiquement sur une période temporelle de l'ordre de la rotation forestière (Fig. 3.5c).

3.1.3 Le risque de la mise en place d'un schéma comptable non cohérent vis à vis de l'atmosphère

Au final, que faut-il retenir de ces expériences numériques simples, effectuées à fin d'illustration ? Tout d'abord, que, vu de l'atmosphère, les flux nets associés à la gestion forestière ne peuvent être correctement décrits par la seule prise en compte du réservoir de biomasse. Il faut y inclure le carbone du sol et les produits du bois, dont les variations de stocks sont *a priori* aussi importantes que celle de la biomasse lors de cycles forestiers. Ensuite, et en conséquence, tout mécanisme incitant à augmenter le contenu-carbone d'un seul des trois réservoirs (par exemple le bois sur pied en forêt) ne conduit pas forcément au meilleur résultat atmosphérique, car un schéma de gestion optimisé sur cette base peut impliquer une perte de carbone dans les autres réservoirs.

Or, alors que les inventaires forestiers permettent d'évaluer avec une précision acceptable le carbone dans la biomasse (incluant la biomasse souterraine constituée par les racines), on sait que d'importantes incertitudes existent sur l'évaluation du contenu des réservoirs des produits du bois et de carbone du sol. Incertitudes sur la mesure, défis posés par la vérification : au nom de ces problèmes, il est alors tentant, au risque d'être incohérent, de n'inclure que la biomasse dans la liste des réservoirs forestiers "suivis" au titre du schéma incitatif du Protocole. C'est ce qui a été décidé pour l'instant, puisque les produits du bois et le carbone du sol (sauf si on peut montrer que ce réservoir augmente) sont exclus de la première période d'engagement. Ce que nous venons de voir, malgré le caractère simplifié des calculs, nous montre qu'une telle comptabilisation partielle peut être une erreur, car maximiser la biomasse sans tenir compte des autres réservoirs pourrait se faire au détriment du carbone total stocké.

Nous nous trouvons donc devant un dilemme : le schéma incitatif, à l'heure actuelle, est soit correctement vérifiable mais non cohérent vis à vis des flux nets terre-atmosphère, soit non adverse vis à vis de l'incitation à maximiser les flux nets air-terre, mais soumis à de très grandes incertitudes et difficultés pratiques, liées au suivi des réservoirs du sol et des produits.

3.2 Schémas de gestion forestière dans le cadre du Protocole : le point de vue du forestier

L'analyse précédente a permis de cerner l'enjeu du choix d'un mode de gestion forestière, du point de vue du carbone total immobilisé, donc du point de vue "de l'atmosphère". Cependant, *in fine*, le choix d'un mode de gestion revient au forestier, qui devra peser l'incitation-carbone nouvellement créée, vis à vis de la valeur des produits du bois, et donc du revenu

économique tiré de l'exploitation des forêts. Après avoir vu comment les modes de gestion jouent sur le bilan carbone, nous allons examiner réciproquement comment l'introduction d'un revenu carbone, en addition au revenu procuré par la vente de bois, peuvent inciter à modifier un mode de gestion. Nous commencerons par nous poser la question pratique du *modus operandi* de l'application de l'Article 3.4 à la filière forestière. Puis, nous montrerons que l'application du Protocole de Kyoto au secteur forestier, contrairement à une idée souvent répandue, ne revient *pas* à leur allouer un *revenu* supplémentaire, mais équivaut plutôt à leur ouvrir une *ligne de compte*, dont l'intérêt, pour eux, reste discutable, et qui n'est pas dénuée de chausse-trappes, dont celle liée à l'incitation à la coupe anticipée des forêts avant d'entrer dans le système comptable.

3.2.1 L'attribution de lignes de compte “carbone” ou comment appliquer l'Article 3.4 aux acteurs de la filière forestière ?

Avant d'évaluer l'impact des schémas-carbone sur la gestion, doit être résolu le problème pratique du mode de report des contraintes quantitatives (devant être respectées au niveau national) sur les acteurs de la filière bois. Ce problème existe aussi pour les émissions fossiles, puisque le Protocole ne précise pas quels instruments peuvent être utilisés en interne à une Partie, afin de garantir le respect du quota. Taxes, quotas échangeables, accords volontaires, politiques et mesures : tout est envisageable, même si l'existence d'un marché de droits d'émissions entre les Parties rend probablement incontournable l'accès de ce marché aux principales industries émettrices de GES. Mais pour les flux forestiers, ce problème du *design* du schéma incitatif au niveau des acteurs, se complique car, l'Article 3.4 ne permet, *au niveau du pays*, qu'une comptabilisation partielle des flux nets séquestrés par la forêt, officiellement afin de tenir compte des effets non liés à l'homme et des effets de la gestion “avant 1990”. Etant donné cette contrainte supplémentaire, plusieurs scénarios peuvent potentiellement s'appliquer aux forestiers :

3.2.1.1 Trois scénarios pour impliquer les forestiers

Scénario S0 : pas de rémunération nette du carbone. Une Partie décidant de s'appliquer l'Article 3.4 peut considérer que les crédits ainsi issus de la gestion des forêts, quel que soit le bilan carbone de la filière, ne donnent pas droit à revenu pour les forestiers, et servent seulement à amoindrir (ou augmenter) la contrainte carbone pesant sur le secteur fossile, ce jusqu'au volume maximal créditable fixé par le plafond de l'article 3.4. Cette acceptation particulière n'est pas scandaleuse dans la mesure où, une approche brute/nette ayant été retenue par le Protocole, les forestiers n'ont

de fait aucune influence sur la définition des émissions de référence (1990). Elle permet aussi d'éviter de rémunérer les forestiers pour des flux relevant du "business as usual" (même si ceux-ci sont crédités au titre du Protocole), alors qu'un effort net est demandé pour les flux fossiles. Cette option, ne valorisant pas *directement* la séquestration dans les forêts, pourrait paradoxalement être la moins mauvaise pour tous, à condition que ce "coup de main" des forestiers leur profite quand même, via une augmentation de leurs débouchés et l'instauration de politiques et mesures destinées à développer les filières produits.

Scénario S1 : répercussion sur les acteurs du plafond de l'Annexe Z. On peut aussi décider de reporter les tonnes gagnées au niveau d'une Partie au titre de l'Article 3.4 sur les forestiers ayant permis de les générer, créant ainsi un système incitatif direct. Mais ceci pose le problème domestique de la répartition, sur l'ensemble des exploitants forestiers, d'un volume uniquement *partiel* de crédits, en raison du plafonnement des volumes créditable au titre de l'Article 3.4 (Annexe Z), atteint en pratique par l'ensemble des Parties. En toute rigueur, les tonnes effectivement séquestrées mais dépassant le plafond ne sont plus comptabilisables dans le quota, et donc non valorisables sur le marché du carbone. Comment en tenir compte au moment de reverser les crédits carbone aux acteurs de la filière⁹ ? Faut-il répartir entre les forestiers le quota global acceptable au titre de l'Article 3.4, au prorata des tonnes séquestrées ? Ce prorata doit-il être indépendant du réservoir concerné (biomasse, sol, produit), et du sens des flux (stockage ou relarguage) ? Bref, de gros problèmes pratiques émergent : la comptabilisation partielle au niveau du pays implique un schéma incitatif partiel, et donc introduction de nouveaux biais¹⁰, le plus important d'entre-eux étant la mise en défaut de l'incitation à séquestrer, puisque, au delà du plafond, les tonnes séquestrées par un effort délibéré d'amélioration de la gestion de la filière ne sont pas valorisées au prix de marché du carbone.

Scénario S2 : Valorisation au prix de marché du carbone. Ce dernier défaut (pas d'incitation à séquestrer au delà du plafond créditable) peut

⁹Pour la France, cela se traduirait par une quantité de 0,88 MtC/an à allouer aux acteurs de la filière forestière, *même dans le cas où les stocks forestiers sont en augmentation effective de plus de 0,88 MtC/an.*

¹⁰En effet, d'une part, affecter certains réservoirs (p. ex. les produits du bois) d'un abattement plus faible que d'autres, crée une incitation à la translocation de carbone vers ces réservoirs "plus favorables" (p. ex. une incitation à la récolte anticipée des forêts), sans contrepartie en terme de stocks effectifs de carbone. D'autre part, la présence d'un abattement pour les sources est difficilement justifiable, alors que son absence rend peu intéressante la valorisation carbone des forêts, avec un débit inéluctable créé sur un cycle de rotation forestière, l'augmentation de stock générant moins de crédit que l'oxydation ne génère de débits.

cependant être contourné si l'on prend le parti, de créditer la totalité des diminutions et augmentations de stocks forestiers, les rendant intégralement valorisables au prix du carbone sur le marché mondial. La compatibilité de ce scénario avec le texte actuel (et en particulier l'Annexe Z) semble compromise, à moins que cette solution soit purement domestique (par exemple via la mise en place d'une subvention). Pourtant c'est le seul qui assure une cohérence entre l'effort marginal de séquestration du forestier et la valeur marginale de la tonne de carbone sur le marché des droits d'émissions.

3.2.1.2 Comment comptabiliser les flux lors de la vente de bois ?

Nous avons vu que le bilan carbone de la filière forestière ne peut se passer de prendre en compte les stocks et les flux associés aux réservoirs de produits du bois, au risque de ne pas être cohérent avec ce qui est vu par l'atmosphère. Des politiques volontaristes pourraient être menées, qui tendraient à augmenter sur le long terme la quantité de bois immobilisée dans les produits.

Mais une telle tendance est très délicate à estimer. La simple estimation des stocks existants est sujette à de grandes incertitudes : *Sampson et al.* [1993] l'ont évalué entre 10 et 20 GtC, tandis que *IPCC* [1996] l'évalue à 4,2 GtC, une quantité représentant au plus 8 mois d'émissions fossiles au rythme actuel. Les *variations* estimées de ce stock sont encore plus faibles, et tout aussi incertaines : 139 MtC/an pour *Winjum et al.* [1998], 26 MtC/an pour selon *IPCC* [1996], 30-60 MtC/an selon l'étude la plus récente [*Pingoud, 2003*].

L'incertitude sur les chiffres bruts se double d'une incertitude "administrative" : à la veille de COP-9 (Milan, décembre 2003), le traitement des produits du bois dans le cadre du Protocole n'est pas encore stabilisé, et il a donc été décidé d'exclure du système comptable les réservoirs produits pour la première période d'engagement [*UNFCCC, 2001b*]. Deux principaux schémas s'opposent pour leur traitement futur.

Le premier schéma considère que *les produits récoltés sont immédiatement oxydés*. Ceci revient à affecter un débit au forestier au moment où il vend son bois, sans attribuer de crédit à l'acheteur. C'est la méthode par défaut prônée par l'IPCC pour rapporter les inventaires nationaux de GES [*Houghton et al., 1997*]. C'est aussi l'avis officiel de certaines ONG, comme le RAC¹¹, qui s'opposent à toute tentative de valorisation des produits du bois, craignant un nouvel échappatoire à l'effort fossile. Si les stocks de produits du bois stagnent parce que leur durée de vie n'augmente pas, et parce que les flux récoltés sont constants, il peut effectivement être légitime de les exclure du schéma comptable. L'IPCC recommande cependant que les principes mé-

¹¹Réseau Action Climat, ou Climate Action Network, en anglais.

thodologiques permettent une comptabilisation des produits *dès lors que le pays peut prouver que ses stocks de long terme sont croissants* [Houghton et al., 1997, p. 5.17, box 5].

Le second schéma considère que *tous les produits du bois sont comptabilisables*. Ceci requiert l'estimation du temps de vie des produits dans la sphère économique, et de leur variation en adéquation avec l'offre créée par des projets de séquestration. Par ailleurs, cette méthode a plusieurs déclinaisons : on peut affecter les crédits nets issus des produits, soit aux acheteurs de bois, soit aux forestiers, différant ainsi pour eux le débit lié à la récolte. Ces méthodes ne sont pas sans poser d'immenses défis techniques (vérification, système de comptabilisation), tout en soulevant quelques questions de fond, et notamment celle de la "rémunération", partagée ou non, du stockage entre producteurs et consommateurs. Ces questions peuvent être délicates à résoudre dans le cas de commerce international de bois [Nabuurs et Sikkema, 2001] : les pays traditionnellement exportateurs de bois (ex : la Nouvelle-Zélande), et les pays fortement importateurs (ex : la Japon), ayant tous deux une légitimité à réclamer une partie du crédit, les uns parce qu'ils sont responsables de la constitution du stock, les autres parce qu'ils créent la demande.

Arrivé à ce point, le lecteur aura peut-être remarqué une nouvelle incohérence au niveau des textes : le fait d'exclure les produits du bois du schéma comptable de la première période d'engagement [UNFCCC, 2001b] met en défaut le texte de mise en œuvre de l'article 3.4 [UNFCCC, 2001a], qui énonce que "*l'annulation de toute absorption résultant d'activités liées à l'utilisation des terres, au changement d'affectation des terres, et à la foresterie est comptabilisée au moment approprié dans le temps.*" Mais c'est sans compter sur la difficulté de la tâche menant à la sélection d'un schéma comptable approprié : comptabilisation par activités, ou par site et par activités ; quels types de réservoirs prendre en compte, de manière séparée ou non ; comment traiter les flux horizontaux liés à l'import-export ? Un document listant les options possibles a été remis fin octobre 2003 aux négociateurs [UNFCCC, 2003], sans présager d'une décision à ce sujet qui ne devrait pas intervenir avant 2005.

3.2.2 Questions économiques soulevées par le schéma incitatif de l'Article 3.4

3.2.2.1 Impact sur le prix du bois et la demande de produits

Au total, l'application d'un système valorisant les variations nettes des stocks de carbone forestiers, et s'accompagnant donc d'une pénalité lors de la revente du bois, est équivalent à l'ouverture d'une ligne de compte aux forestiers. Certes, lorsque la forêt est en croissance, le compte est approuvé.

sionné, mais, il souffre d'un débit lorsque du bois est vendu. A partir de là se posent plusieurs questions.

La première, qui dépasse le cadre de ce travail, concerne l'impact de la rémunération du carbone sur les prix du bois : le signal prix au niveau des produits du bois est potentiellement crucial en terme de politique incitative, visant à augmenter l'utilisation du bois dans la construction ou les meubles par exemple. Or, le forestier peut être tenté de répercuter à l'aval, dans son prix de vente, le surcoût associé à la "vente de carbone". Certes, au niveau de la demande, les conditions du marché, et la concurrence avec les pays hors Kyoto, peuvent rendre difficile le transfert intégral du débit-carbone à l'aval (qui se traduirait par une augmentation des prix du bois), mais la volonté potentielle des forestiers de capter la rente, en pratiquant des prix plus élevés, peut restreindre la demande en bois au final, et donc les volumes effectivement séquestrés : un effet diamétralement opposé à celui recherché.

La seconde interrogation, concerne les conséquences du schéma incitatif sur les modes de gestion forestière. En première approximation, l'application d'une pénalité financière lors de la vente du bois s'apparente à une taxe sur les ventes, outil fiscal dont on sait qu'il conduit, isolément et même partiellement reporté vers l'aval, à une diminution de *la production de bois* par unité de surface [Terreaux, 1989]. Mais, il a été démontré dans la même étude que l'effet incitatif des ces outils fiscaux sur les durées de rotations (augmentation ou diminution ?), et sur le choix d'espèces (plus ou moins productives ?), n'est analysable qu'au cas par cas. Le cas du schéma-carbone incitatif est un peu particulier par rapport aux simples taxes et subventions déjà appliquées aux propriétaires forestiers, puisqu'il crée une subvention proportionnelle à l'incrément annuel, forme absente à l'heure actuelle de l'éventail des outils fiscaux s'appliquant aux forestiers. Un tel système peut présenter l'avantage de procurer au forestier un revenu *lors de la pousse de la forêt*, alors qu'en général, au contraire, les activités de foresterie sont caractérisées par des revenus différés et un investissement constant. Certaines études récentes [Hoen, 1994; Kooten et al., 1995; Romero et al., 1998] se sont intéressées à l'influence du dispositif carbone sur les durées optimales de rotation¹² : leurs résultats vont dans le sens d'une incitation à l'allongement des durées de rotation. Ce point particulier, déjà traité par la littérature, ne sera donc pas examiné en détail ici.

La troisième question concerne les effets potentiellement adverses liés à l'initialisation du processus de comptabilité. En effet, les forestiers sont gagnants, du point de vue de leur revenu-carbone, s'ils entrent dans le système en 2008, avec une forêt "jeune", de sorte qu'ils commencent par accumuler

¹²Un vaste domaine de l'économie forestière depuis les travaux fondateurs de Faustmann, énonçant qu'il est optimal (dans le sens "maximisant la valeur présente nette actualisée de la parcelle de forêt") de récolter une forêt *quand le taux de croissance de celle-ci retombe au niveau du taux d'intérêt économique*.

des crédits, et à bénéficier d'une ligne de compte créditrice. Au contraire, s'ils "entrent dans Kyoto" avec une forêt mature devant être récoltée sous peu, ils souffriront à court-terme d'un débit qui n'aura pas été compensé par des crédits. C'est ce point que nous allons examiner maintenant.

3.2.2.2 Entrée dans le système-Kyoto et incitation à la coupe anticipée

Comme nous l'avons vu, la mise en œuvre de l'Article 3.4 crée des effets adverses liés à l'initialisation du processus comptable, puisque les forestiers ayant planifié une coupe peu après 2008 risquent de se voir pénalisés, alors qu'ils n'ont pas pu engranger beaucoup de crédits, entrant dans la première période d'engagement avec des parcelles matures. Ceci peut créer notamment une incitation à se présenter le 1er janvier 2008 avec une forêt en début de cycle, donc à récolter les stations de manière anticipée [Murray, 2000]. Les négociateurs ont pensé à ce cas de figure, et le texte prévoit d'éviter de pénaliser ainsi les forestiers, au niveau d'un pays, en garantissant que le revenu carbone soit positif pour la période 2008-2012, même en cas de bilan carbone négatif [UNFCCC, 2001a, Annexe, paragraphe B.4.] :

“Pour la première période d'engagement, les débits résultants des récoltes au cours de la première période d'engagement faisant suite à des activités de boisement et de reboisement menées sur une unité de terre donnée depuis 1990 ne peuvent être supérieurs aux crédits comptabilisés pour cette même unité.”

Pour astucieux que cela puisse paraître, ceci ne fait que repousser le problème de 5 ans, comme montré Fig. 3.7 : les schémas de gestion comportant une coupe après 2012 sont incités à être modifiés de manière à récolter avant cette date pour bénéficier cette fois de la clause spéciale ci-dessus.

En pratique, qu'en est-il vraiment : les forestiers ont-ils intérêt à ce que leurs forêts "entrent dans Kyoto" en début de cycle, c'est à dire en récoltant le cycle actuel au plus tard le 31 décembre 2012 ? Ce faisant, ils sont certes exonérés du débit-carbone lié à la rotation en cours, mais ils accuseront un déficit de revenu, la forêt étant récoltée avant maturité. La réponse à cette question dépend donc probablement de la position de la forêt dans son cycle à la date d'entrée dans Kyoto. Très probablement, l'incitation à la coupe anticipée sera forte pour les forêts "presque mûres", alors que la perte de revenu lié à la vente de bois sera probablement trop importante pour justifier une récolte anticipée des forêts trop jeunes. Effet de discours ou incitation réelle ? Voyons ce qu'il en est effectivement dans le cadre d'un modèle simple de revenu forestier à composante carbone.

Soit $G(u)$ le stock de carbone présent dans la forêt au cours d'une rotation ($u = 0$ au début de la rotation). Idéalement le carbone total séquestré est la somme du carbone dans la végétation et du carbone du sol. Pour la simplicité

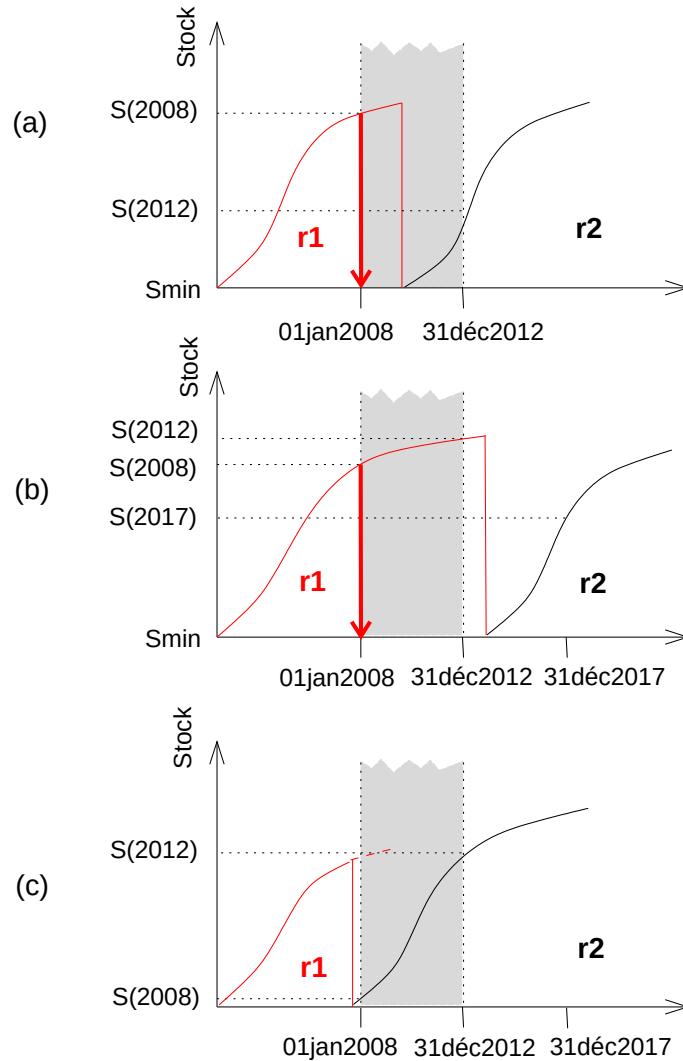


FIG. 3.7: Implications comptables du choix d'une date de coupe pour la rotation forestière "en cours" dans les années précédant le 1er janvier 2008. (a) coupe pendant la première période d'engagement, (b) coupe en seconde période d'engagement, (c) coupe avant le 1er janvier 2008. On note r1 la première rotation, figurée en rouge, r2 la rotation suivante. La première période d'engagement est figurée en grisé. Les flèches rouges se réfèrent aux bilan-carbone après 2008 associé à la première rotation. Elles représentent le coût, pour le forestier, de l'initialisation du processus de Kyoto. Le débit-carbone lié à l'initialisation est identique dans les cas (a) et (b), et égal au stock présent au 1er janvier 2008. L'anticipation de la rotation (c) permet d'éviter ce déficit net : dans ce cas en effet, la seconde rotation, première à faire l'objet d'une comptabilisation, entre avec un stock très faible en 2008. Les Parties ont décidé que la gestion forestière ne pouvait créer un débit dans la première période d'engagement, annulant partiellement le handicap de la "première" récolte pendant celle-ci (a), mais maintenant le problème de sa réalisation dans une période ultérieure.

de l'analyse, nous allons (i) exclure le stock de carbone du sol, supposé non affecté par la gestion, et (ii) poser comme numéraire le prix de la tonne de carbone, le prix du bois dans ce système étant alors égal à α . Les rotations ont une durée τ_r , sauf celle en cours actuellement, éventuellement écourtée au plus tard le 31 décembre 2007. Evaluons donc la valeur de la terre, *i.e.* le revenu forestier total actualisé, dans les deux cas : poursuite des rotations, ou récolte anticipée.

Soit $a < \tau_r$ l'âge de la rotation en cours en l'an 2000, correspondant à $t = 0$. En cas de rotations normalement continuées au rythme τ_r , la première récolte à lieu à la date $t = \tau_r - a$, et le revenu forestier total actualisé à $t = 0$, $V_{norm}(0, a, \tau_r)$, s'écrit :

$$V_{norm}(0, a, \tau_r) = \underbrace{(\alpha - 1)e^{-\rho(\tau_r - a)}G(\tau_r) + \int_{t_K}^{\tau_r - a} e^{-\rho t} G'(t + a) dt}_{\text{rotation en cours}} + \underbrace{\sum_{i=1}^{\infty} \left[(\alpha - 1)e^{-\rho((i+1)\tau_r - a)}G(\tau_r) + \int_{i\tau_r - a}^{(i+1)\tau_r - a} e^{-\rho t} G'(t - (i\tau_r - a)) dt \right]}_{\text{rotations ultérieures}} \quad (3.14)$$

Dans cette expression, les termes en intégrale représentent le revenu lié aux crédits carbone de la forêt en croissance, et les termes en $(\alpha - 1)$ sont les revenus nets actualisés liés à la vente de bois. A chaque récolte, une quantité de bois $G(\tau_r)$ est vendue à un prix α , mais le forestier doit payer les crédits carbone à leur valeur numéraire. Soit, après changement de variable :

$$V_{norm}(0, a, \tau_r) = (\alpha - 1)e^{-\rho(\tau_r - a)}G(\tau_r) + \int_{t_K}^{\tau_r - a} e^{-\rho t} G'(t + a) dt + \sum_{i=1}^{\infty} e^{-\rho(i\tau_r - a)} \left[(\alpha - 1)e^{-\rho\tau_r}G(\tau_r) + \int_0^{\tau_r} e^{-\rho t} G'(t) dt \right] \quad (3.15)$$

Or, $\sum_{i=1}^{\infty} e^{-\rho(i\tau_r - a)} = \frac{e^{\rho a}}{1 - e^{-\rho\tau_r}}$, d'où :

$$V_{norm}(0, a, \tau_r) = (\alpha - 1)e^{-\rho(\tau_r - a)}G(\tau_r) + \int_{t_K}^{\tau_r - a} e^{-\rho t} G'(t + a) dt + \frac{e^{\rho a}}{1 - e^{-\rho\tau_r}} \left[\int_0^{\tau_r} e^{-\rho t} G'(t) dt + (\alpha - 1)e^{-\rho\tau_r}G(\tau_r) \right] \quad (3.16)$$

Dans cette équation, donnant le revenu futur espéré du forestier à $t = 0$, la première rotation initiée à $t = -a < 0$ est un peu particulière puisque les revenu-carbone ne commencent qu'à $t = t_K$, correspondant en pratique à 2008.

Le forestier peut aussi décider d'anticiper la première rotation de manière à ce qu'elle ne s'accompagne pas de débit carbone. Dans ce cas-là, il

commence à $t = t_K$ un nouveau cycle en interrompant celui en cours. Son revenu futur net espéré actualisé, noté $V_{anticip}(0, a, \tau_r)$, s'écrit :

$$\begin{aligned} V_{anticip}(0, a, \tau_r) &= \alpha e^{-\rho t_K} G(a + t_K) \\ &+ \sum_{i=0}^{\infty} \left[(\alpha - 1) e^{-\rho((i+1)\tau_r + t_K)} G(\tau_r) \right. \\ &\quad \left. + \int_{i\tau_r + t_K}^{(i+1)\tau_r + t_K} e^{-\rho t} G'(t - (i\tau_r + t_K)) dt \right] \end{aligned} \quad (3.17)$$

soit, après changement de variable :

$$\begin{aligned} V_{anticip}(0, a, \tau_r) &= \alpha e^{-\rho t_K} G(a + t_K) \\ &+ \frac{e^{-\rho t_K}}{1 - e^{-\rho \tau_r}} \left[(\alpha - 1) e^{-\rho \tau_r} G(\tau_r) + \int_0^{\tau_r} e^{-\rho t} G'(t) dt \right] \end{aligned} \quad (3.18)$$

Toutes choses égales par ailleurs¹³, le forestier anticipe la rotation à l'entrée dans Kyoto *si et seulement si* $\Delta(a) = V_{anticip}(0, a, \tau_r) - V_{norm}(0, a, \tau_r) > 0$, avec

$$\begin{aligned} \Delta(a) &= \alpha e^{-\rho t_K} G(a + t_K) \\ &- \left[(\alpha - 1) e^{-\rho(\tau_r - a)} G(\tau_r) + \int_{t_K}^{\tau_r - a} e^{-\rho t} G'(t + a) dt \right] \\ &+ \frac{e^{-\rho t_K} - e^{ra}}{1 - e^{-\rho \tau_r}} \left[(\alpha - 1) e^{-\rho \tau_r} G(\tau_r) + \int_0^{\tau_r} e^{-\rho t} G'(t) dt \right] \end{aligned} \quad (3.19)$$

Or,

$$V_r = (\alpha - 1) e^{-\rho \tau_r} G(\tau_r) + \int_0^{\tau_r} e^{-\rho t} G'(t) dt \quad (3.20)$$

est le revenu net d'une rotation au début de celle-ci, d'où la valeur du gain net à l'anticipation $\Delta(a)$:

$$\begin{aligned} \Delta(a) &= \alpha e^{-\rho t_K} G(a + t_K) - (\alpha - 1) e^{-\rho(\tau_r - a)} G(\tau_r) \\ &+ V_r \frac{e^{-\rho t_K} - e^{ra}}{1 - e^{-\rho \tau_r}} - \int_{t_K}^{\tau_r - a} e^{-\rho t} G'(t + a) dt \end{aligned} \quad (3.21)$$

On ne peut aller plus loin dans l'exploitation analytique du cas général, mais cette relation s'interprète de la façon suivante, selon laquelle $\Delta(a)$ se lit comme la somme $\Delta(a) = \delta_1(a) + \delta_2(a) + \delta_3(a)$, où :

¹³On ne se pose pas ici la question de l'optimalité de τ_r en soi, considéré comme fixé. Le respect du critère de Faustmann imposerait $G'(\tau_r)/G(\tau_r) = \rho$, ou ρ est le taux d'actualisation.

$$(i) \quad \delta_1(a) = \alpha(e^{-\rho t_K} G(a + t_K) - e^{-\rho(\tau_r - a)} G(\tau_r)) \quad (3.22)$$

est le bilan différentiel bois de la première rotation : c'est l'avantage net, en terme de vente de bois, à anticiper la récolte de la première rotation à $t = t_K$, au lieu de la récolter à la date normale $t = \tau_r - a$.

$$(ii) \quad \delta_2(a) = e^{-\rho(\tau_r - a)} G(\tau_r) - \int_{t_K}^{\tau_r - a} e^{-\rho t} G'(t + a) dt \quad (3.23)$$

est le bilan différentiel carbone de la première rotation. C'est l'avantage carbone (débits évités *moins* crédits non obtenus) afférent à la première rotation, à anticiper cette rotation par rapport à la récolte normale.

$$(iii) \quad \delta_3(a) = \frac{V_r}{1 - e^{-\rho \tau_r}} (e^{-\rho t_K} - e^{ra}) \quad (3.24)$$

est le bilan différentiel total, bois et carbone, des rotations suivantes. C'est le différentiel de gain total, actualisé à $t=0$, concernant toutes les rotations subséquentes à partir de la seconde. Ce terme dépend que du jeu de l'actualisation, les deux cycles $[2, 3, \dots \infty[$ étant simplement décalés dans le temps, mais présentant des revenus non actualisés identiques. En particulier δ_2 s'annule pour $r = 0$.

Deux effets jouent donc en sens inverse : d'une part la croissance du stock sur pied tend à repousser la date de récolte, d'autre part, l'opportunité d'une coupe en 2007 permet d'éviter le débit carbone de cette rotation, autrement pénalisé dans une future période d'engagement. Etant donné une forêt à un stade particulier de son cycle, a-t-on intérêt à anticiper la rotation "en cours" avant 2008 pour éviter le débit carbone associé à cette rotation ? Nous allons explorer numériquement les résultats analytiques précédents.

Soit donc une forêt dont l'évolution du stock en tC/ha (exprimé en différence par rapport au stock après coupe rase) est donnée par une certaine fonction $G(t)$. Nous avons calibré une fonction d'évolution du stock selon des données tirées de [Caspersen *et al.*, 2000] pour une forêt tempérée du Michigan, $G(t) = G_\infty \text{th}(t/\tau)$, avec $G_\infty = 92$ tC/ha et $\tau = 65,67$ ans de telle sorte que $G(40 \text{ ans}) = 50$ tC/ha. La courbe de croissance associée est donnée Figure 3.8. Considérons, pour une telle forêt, une durée de rotation de 60 ans¹⁴.

¹⁴Ceci correspond à une durée optimale pour un taux d'actualisation économique $\rho = 1,00\%$ en regard du critère de Faustmann $G'(\tau_r)/G(\tau_r) = \rho$.

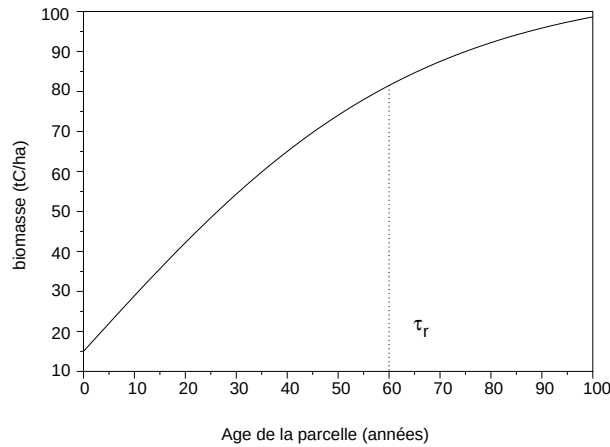


FIG. 3.8: Biomasse observée dans une forêt du Michigan en fonction de l'âge de la parcelle : graphe de la fonction $H(t) = G(t) + 15 = 92th(t/\tau)$, avec $\tau = 65, 67$ ans, calibrée sur les résultats de *Caspersen et al.* [2000].

Nous montrons Figure 3.9 les fonctions $\Delta_\alpha(a)$ pour différentes hypothèses du prix du bois $0, 2 < \alpha < 3$, le numéraire étant le prix de la tonne de carbone, supposé constant en valeur présente¹⁵.

On constate donc que plus le prix du bois est bas (α petit) relativement au prix du carbone, plus on a intérêt ($\Delta > 0$) à anticiper la coupe, même pour des forêts relativement jeunes (a petit). En pratique, c'est vrai dès que le prix du bois (en $\$/m^3$) est de l'ordre de grandeur du prix du carbone contenu dans le bois. Typiquement, les prix du bois tournent actuellement autour de $15\$/m^3$, soit environ $30\$/tC$. Un prix du carbone de $30\$/tC$ correspond donc à $\alpha = 1$ pour ces hypothèses de prix du bois. Si donc inversement on considère fixé le prix du bois à $15\$/m^3$, alors le cas $\alpha = 3$, à partir duquel il n'y a pas perturbation des plans de gestion, est équivalent à faire l'hypothèse d'un prix du carbone égal à $10\$/tC$. Des prix du carbone supérieurs à cette valeur peuvent inciter le forestier à récolter de manière anticipée les parcelles les plus anciennes.

La Table 3.6 donne, en numéraire-carbone, la valeur actualisée produite par une rotation forestière sur un hectare de la forêt considérée, pour différents prix du bois. Une telle rotation produit typiquement, $130m^3/ha$, soit environ $65 tC/ha$ de bois. Le fait qu'une rotation forestière présentant un bilan physique nul (flux de carbone globalement nuls sur la rotation) pro-

¹⁵Nous verrons (Chap. 7) que cette hypothèse, commune à d'autres travaux sur la gestion forestière optimale à composante carbone [Murray, 2000], revient, dans un monde de premier rang, à faire le pari de la constance, en valeur présente, des dommages incrémen-

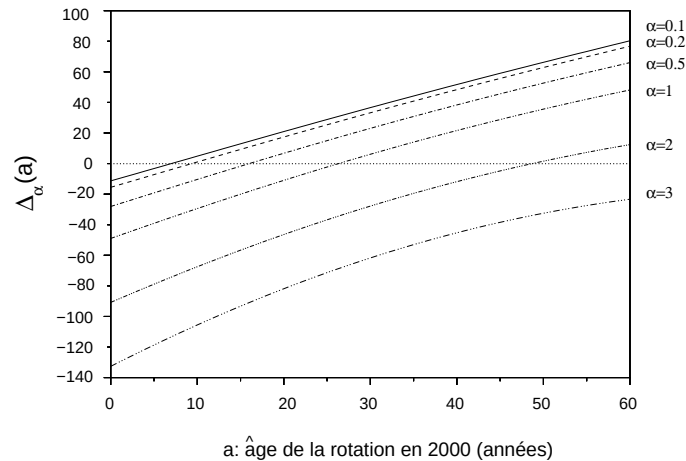


FIG. 3.9: Graphes des fonctions $\Delta_\alpha(a)$ déterminant le seuil de préféralité d'une coupe anticipée en 2007 d'une parcelle de forêt en fonction de son âge a en 2000, et de différentes hypothèses sur le prix du bois, exprimé en unité α du prix du carbone. $\Delta_\alpha(a) > 0$ signifie qu'il y a un intérêt positif à couper la forêt de façon anticipée.

duise, même avec un prix du carbone constant en valeur présente, un bilan financier *lié au carbone* positif, est uniquement du au jeu de l'actualisation : ceci reflète le fait que le débit de carbone associé à la coupe implique une perte financière *en valeur actualisée* inférieure à la somme actualisée des gains liés à la pousse. Ainsi, le bénéfice financier lié au carbone, sur une rotation et par hectare, avec nos hypothèses, équivaut à la valeur de 15 tC au début de la rotation.

Nous venons de montrer l'existence d'effets, liés à l'état du stock initial, sur le bilan carbone lié aux activités forestières. En d'autres termes, le bilan carbone du secteur dépend de l'état dans lequel se situent les forêts au 1er janvier 2008, début de la première période d'engagement. Nous avons vu que si le prix du carbone est suffisant (de l'ordre de 30\$/tC), cet effet de stock peut inciter les forestiers à récolter leurs parcelles les plus anciennes au 31 décembre 2007, de façon à ce que le débit afférent ne leur soit pas imputé. Cette incitation est doublement adverse dans la mesure où (i) elle déforme un plan de gestion et (ii), sur un plan comptable, des débits ne sont pas comptabilisés alors qu'ils impliquent des flux nets vers l'atmosphère.

Au final, cet effet adverse, résultant de l'interprétation stricte du texte de mise en œuvre du Protocole de Kyoto [UNFCCC, 2001a], ne fait que souligner une incohérence supplémentaire entre les implications du Protocole et les principes ayant mené à sa formulation, et selon lesquels "*la simple présence de stocks de carbone n'est pas comptabilisée*". Certes, au bout du compte, l'expérience montrera si les forestiers vont adapter leurs modes de gestion, calés sur le long terme, pour tirer profit d'un certain schéma incitatif

Prix du bois (α)		Prix du carbone	Valeur V_r d'une rotation (num/ha)		
(num/m^3)	(num/tC)	(num/tC)	total	dont bois	dont carbone
1,50	3,0	1	125	110	15
1,00	2,0	1	88	73	15
0,50	1,0	1	52	37	15
0,25	0,5	1	43	18	15
0,10	0,2	1	22	7	15
0,05	0,1	1	19	4	15

TAB. 3.6: Valeur actualisée d'une rotation au début de celle-ci, en fonction du prix du bois, sur un hectare de forêt tel que défini dans le texte. *Dans cette table, le numéraire est le prix d'une tonne de carbone.* α peut aussi être interprété comme le ratio prix du bois (\$/tC) sur prix du carbone (\$/tC). Les deux prix étant considérés stables en valeur présente. Pour exprimer les résultats de cette table en \$ plutôt qu'en numéraire, il suffit de multiplier les valeurs en numéraire par le prix du carbone en \$/tC. On a considéré qu'1 m³ de bois contenait 0,5 tC.

crée par le Protocole, d'autant plus qu'en pratique cela nécessiterait qu'ils anticipent le prix du carbone sur la période d'engagement. Cette confrontation entre théorie et pratique fournira un élément de plus à l'attrait des sciences forestières qui procède beaucoup des controverses existant entre théorie et pratique, comme souligné jadis par *Hartman* [1976]¹⁶.

Conclusion

Nous quittons ce chapitre en ayant montré que les filières forestières pouvaient “prolonger” la fonction puits de carbone des forêts, mais que cela supposait de résoudre le problème de la création des incitations économiques pour les acteurs ; liées à la rémunération du carbone. Pour l'instant, les mécanismes domestiques mobilisables pour de telles incitations sont laissés à l'appréciation des Parties, la seule règle (de plus non obligatoire en première période d'engagement) est l'inclusion pour le calcul des quantités servant à l'observance du quota, et sous la limite d'un certain plafond, des flux séquestrés par la gestion forestière. Pour l'instant, et c'est ce qui a fait l'attrait de la solution forestière, les stocks forestiers sont en globalement en augmentation dans les pays de l'Annexe I (voir Tab. 2.3, p. 102), mais pour des raisons liées à l'héritage de la déprise agricole : si l'on veut qu'une telle augmentation, appelée à fléchir avec le vieillissement des forêts, soit pérenne, il faudra immanquablement créer les incitations appropriées, y compris sur

¹⁶ “The determination of optimal harvest age [...] is still an area of lively interest, undoubtedly because of the controversy among analysts and the disparity between theory and practices” [*Hartman, 1976*].

les produits du bois. Or, les schémas incitatifs décidés ou en passe de l'être sont très imparfaits.

Tout d'abord, l'intérêt "atmosphérique" de la filière forestière est bien sûr lié à l'augmentation des stocks de biomasse, mais seulement si les stocks de carbone du sol et ceux des réservoirs produits sont comptabilisés au même titre. Or, au nom des difficultés de mesure et de vérification, ces deux réservoirs ont été, pour l'instant, exclus du dispositif,¹⁷ entraînant le risque d'une comptabilité non consolidée, qui ne respecterait pas les flux "vus de l'atmosphère".

Ensuite, nous avons vu que l'initialisation d'un dispositif carbone pouvait avoir un effet adverse sur les plans de gestion en cours, les forestiers ayant intérêt à éviter d'entrer dans Kyoto avec des forêts trop mûres, pour lesquelles le débit lié à la récolte n'aura pas été compensé par un crédit lors de la croissance.

Enfin, augmenter le stockage dans les produits suppose que les consommateurs y soient incités par un prix du bois attractif. Or, ceci pourrait être remis en cause par la nature même du système amenant à valoriser le carbone. En effet, il se peut (i) que les forestiers compensent leur débit en "facturant" le prix du carbone dans le coût du produit, et/ou (ii) que les consommateurs se trouvent pénalisés d'un débit lors de l'oxydation (mise en décharge) des produits en fin de vie. S'il semble logique, pour des raisons de cohérence, de vouloir comptabiliser les émissions de CO₂ liés à des produits en fin de vie (par exemple pour inciter à leur recyclage dans des filières énergétiques), il ne faudrait pas que ce mécanisme crée en fait une incitation négative à utiliser le bois.

Derrière ces questions se cache donc le fait qu'une rente carbone "temporaire" est injectée dans le système, associée au fait qu'un volume de bois "naît" avec une valeur économique carbone, qu'il devra "rembourser" à toutes fins comptables avant sa "mort". Pour l'heure ne sont fixés, ni le moment du remboursement (lors de quitter la forêt ?, lors de l'oxydation en décharge ?), ni l'acteur qui aurait à le supporter (forestiers ?, consommateurs ?), ni le fait de savoir si un crédit carbone sera attaché au bois lors de la vente. En d'autres termes, le problème du partage de cette rente temporaire entre forestiers (dont la gestion crée à l'origine le stock) et les acteurs en aval (qui, en s'appropriant le stock, lui permettent de perdurer le temps de leur présence dans les produits) n'est pas réglé. Et avec lui, l'importante question de l'impact du Protocole sur les prix du bois (augmentés par des forestiers qui factureraient le débit carbone ?, diminués parce qu'ils ne seraient pas en mesure de le faire et qu'au contraire l'acquisition d'un stock serait subventionnée par le Protocole ?). Des réponses à ces questions dépendront le sens des incitations à une plus grande utilisation du bois dans les produits.

¹⁷Le stock du sol peut être compté si on arrive à prouver qu'il est en augmentation.

La France, pays forestier, a toujours officiellement soutenu la comptabilisation dans le cadre de Kyoto, de l'augmentation des stocks forestiers "gérés", souvent à contre courant des positions des autres pays de l'Union Européenne (Chap. 2). Cette position a pu s'expliquer par la crainte politique de devoir "*expliquer aux forestiers*" pourquoi on leur refuserait un revenu-carbone¹⁸, alors que leurs forêts stockent l'équivalent de 10% des émissions fossiles. Maintenant qu'une telle prise en compte, au moins partielle, de ces flux, est envisageable (Art. 3.4), et avec elle, réciproquement, des débits associés à la coupe des arbres, il se pourrait bien que l'on découvre le défi de la mise en œuvre des mécanismes incitant réellement les forestiers "à couper du bois", et les consommateurs à en utiliser – et notamment en substitution de matériaux comme le béton ou l'acier à fort "contenu énergétique".

Nous voilà arrivés au premier tiers de notre propos. Nous avons commencé par insister sur le fait que les écosystèmes terrestres sont un élément clef de la machine climatique, parce qu'ils jouent à limiter fortement l'augmentation du CO₂ atmosphérique (Chap. 1). L'existence de ces "puits de carbone" n'a pas été oubliée par les négociateurs chargés de la conception d'un instrument légalement contraignant devant limiter les émissions fossiles (Chap. 2). S'en est suivi un débat diplomatique tendu sur l'inclusion d'une partie des puits de carbone dans le dispositif. La nécessité politique d'alléger la contrainte fossile a résulté en une prise en compte de la séquestration qui pouvait sembler logique (on pourra boiser, reboiser ou gérer ses forêts en portant le résultat au titre de son effort de mitigation du climat). Mais la définition d'un schéma comptable réaliste et pouvant être raisonnablement mis en place s'est avéré un vrai casse-tête, et d'importants biais théoriques n'ont pu être, malheureusement, évités.

D'une part, comme nous venons de le voir, des interrogations subsistent sur la capacité d'un tel schéma à créer les bonnes incitations à l'accroissement des stocks de carbone dans l'ensemble de la filière forestière. D'autre part, et c'est peut-être plus grave, la lutte contre la déforestation tropicale, source majeure de gaz à effet de serre, est exclue du dispositif de Kyoto, pour des raisons que nous avons revues au Chap. 2. La maîtrise des trajectoires d'usage des terres en zone tropicale ne se fera pas "au nom du climat". S'il est compréhensible qu'il en soit ainsi parce que la déforestation tropicale est en fait un problème suffisamment important pour mériter un règlement déconnecté de la question climatique, il est tout de même paradoxal qu'aucun

¹⁸ Arthur Riedacker, comm. pers.

mécanisme du Protocole de Kyoto n'ait pu être mobilisé "à la marge" sur ces dynamiques.

De ce fait, alors qu'il y a finalement un intérêt, même minime, à "optimiser" au nom du climat les boisements et la gestion forestière dans le nord, il se trouve que les trajectoires d'usage des terres en zone tropicale restent une contrainte externe du problème climatique. Le risque est alors que la déforestation, non maîtrisée, aggrave le phénomène d'accumulation du CO₂ dans l'atmosphère. Avec pour conséquence, en retour, la nécessité d'intensifier les efforts dans le secteur fossile afin de stabiliser le climat. C'est cet effet [usage des terres → CO₂ atmosphérique → contrainte fossile] que nous chercherons à évaluer dans la seconde partie de cette thèse. Pour cela, nous avons besoin d'un outil permettant de modéliser les conséquences atmosphériques du changement d'affectation des terres. Le Chap. 4 s'attachera à décrire le modèle que nous avons construit à cet effet. Le Chap. 5 explorera les particularités du lien [usage des terres → CO₂ atmosphérique] qui conduiront à la réévaluation de la contrainte fossile (Chap. 6).

Références

- Borjesson, P., et L. Gustavsson, Greenhouse gas balances in building construction : wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives, *Energy policy*, 28(9), 575–588, 2000.
- Bossy, A., L. Bouhot, C. Barthod, P. Delduc, et D. Péliissié, La forêt française et l'accroissement de l'effet de serre, *Revue Forestière Française*, 46(3), 201–221, 1994.
- Cannell, M., Forests as carbon sinks mitigating the greenhouse effect, *Com. Forestry Review*, 1(75), 92–99, 1996.
- Caspersen, J. P., S. W. Pacala, J. C. Jenkins, G. C. Hurtt, P. R. Moorcroft, et R. A. Birdsey, Contributions of land-use history to carbon accumulation in U.S. forests, *Science*, 290, 1148–1151, 2000.
- CNDB, Accord cadre bois-construction-environnement, *site internet Ministère de l'équipement*, disponible à l'adresse [http ://www.logement.equipement.gouv.fr/publi/accesbat/doc_pdf/chartebois.pdf](http://www.logement.equipement.gouv.fr/publi/accesbat/doc_pdf/chartebois.pdf), 2001.
- Dupouey, J.-L., G. Pignard, V. Badeau, A. Thimonier, J.-F. Dhôte, G. Nepveu, L. Bergés, L. Augusto, et C. Nys, Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises, *Compte-rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 85(6), 293–310, 1999.
- Dyson, F., Can we control the carbon dioxide in the atmosphere?, *Energy*, 2, 287–291, 1977.
- Harmon, M. E., S. Brown, et S. Gower, Consequences of tree mortality to the global carbon cycle, *Carbon cycling in boreal forests and sub-arctic ecosystems*, US environmental protection agency, 1993.
- Hartman, R., The harvesting decision when a standing forest has a value, *Economic Inquiry*, 14, 52–58, 1976.
- Hoen, H. F., The faustmann rotation in the presence of a positive CO₂-price, *Proceedings of the biennial meeting of the scandinavian society of forest economics*, pp. 278–287, 1994.
- Houghton, J., L. M. Filho, B. Lim, K. Treanton, I. Mamaty, Y. Bonkudi, D. Griggs, et B. Callanders, Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gases inventories, *Ed. Bracknell*, 1997.
- Houghton, R. A., et J. L. Hackler, Carbon flux to the atmosphere from land-use change 1850-1990, *Document de travail*, ORNL/CDIAC, disponible à l'adresse [http ://cdiac.esd.ornl.gov/epubs/ndp/ndp050/ndp050.html](http://cdiac.esd.ornl.gov/epubs/ndp/ndp050/ndp050.html), 2001.
- Houghton, R. A., D. L. Skole, et D. S. Lefkowitz, Changes in the landscape of latin america between 1850 and 1985 : II. net release of CO₂ to the atmosphere, *Forest ecology and management*, 38, 173–199, 1991.

- Huang, C.-H., et G. D. Kronrad, The cost of sequestering carbon on private forest lands, *Forest policy and economics*, 2, 133–142, 2001.
- IPCC, IPCC second scientific assessment report of climate change, *Ed. James P. Bruce and Hoesung Lee and Erik F. Haites, Cambridge Univ. Press*, 1996.
- Kirschbaum, M. U., B. Schlamadinger, M. G. Cannell, T. Karjalainen, W. A. Kurz, S. Prisley, E. D. Schulze, et T. P. Singh, An alternative procedure of accounting for land-use change and forestry activities under the Kyoto Protocol, *Technical report no. 131*, CSIRO, 2000.
- Kooten, G. C. V., C. S. Binkley, et G. Delcourt, Effect of carbon taxes and subsidies on optimal forest rotation age and supply of carbon services, *Am. J. Agr. Econ.*, pp. 365–374, 1995.
- Kummer, D. M., et B. L. Turner, The human causes of deforestation in southeast Asia, *BioScience*, 44 (5), 323–328, 1984.
- Marland, G., et S. Marland, Should we store carbon in trees?, *Water, air and soil pollution*, 64, 181–195, 1992.
- Melillo, J. M., J. R. Fruci, et R. A. Houghton, Land-use change in the Soviet Union between 1850 and 1980 : causes of a net release of CO₂ to the atmosphere, *Tellus*, 40B, 116–128, 1988.
- Murray, B. C., Carbon values, reforestation, and perverse incentives under the Kyoto Protocol : an empirical analysis, *Mitigation and Adaptation strategies for global change*, 5, 271–295, 2000.
- Nabuurs, G. J., et R. Sikkema, International trade in wood products : its role in the land use change and forestry carbon cycle, *Climatic Change*, 49, 377–395, 2001.
- Pingoud, K., Harvested wood products : considerations on issues related to estimation, reporting and accounting of greenhouse gases., *Final report delivered to the UNFCCC secretariat*, 2003.
- Romero, C., V. Ros, et L. Daz-Balteiro, Optimal forest rotation age when carbon capture is considered : theory and applications, *Journal of the operational research society*, 49, 121–131, 1998.
- Sampson, R., M. Apps, S. Brown, C. Cole, J. Downing, L. Heath, L. O. and D. Smith, T. Solomon, et J. Wisniewski, Workshop summary statement – terrestrial biospheric carbon fluxes – quantification of sinks and sources of CO₂, *Water, air and soil pollution*, 1, 3–15, 1993.
- Schelhaas, M. J., et G. J. Nabuurs, Spatial distribution of regional whole tree carbon stocks and fluxes of forests in Europe, *Document de travail*, Alterra, Alterra report No. 300, 2001.
- Schulze, E.-D., D. Mollicone, F. Achard, G. Matteucci, S. Federici, H. D. Eva, et R. Valentini, Making deforestation pay under the Kyoto Protocol?, *Science*, 299, 1669, 2003.

- Skog, K., et G. Nicholson, Carbon sequestration in wood and paper products, *Document de travail RMSG-GTR-59*, USDA Forest Service, 2000.
- Terreaux, J. P., Impacts de différents impôts et subventions sur la gestion optimale des forêts en univers non aléatoire, *Ann. Sci. For.*, 46, 397–410, 1989.
- UNFCCC, Projet de décision -/cp.6 proposé par les coprésidents du groupe de négociation, préparatifs en vue de la première session de la conférence des parties agissant comme réunion des parties au Protocole de Kyoto, questions relatives à l'utilisation des terres, au changement d'utilisation des terres, et à la foresterie, *Document de travail FCCC/CP/2001/L.11/Rev.1*, UNFCCC, disponible à l'adresse <http://unfccc.int/resource/docs/french/cop6secpart/cp65l1r01f.pdf>, 2001a.
- UNFCCC, Decision 17/cp.7, modalities and procedures for a clean development mechanism as defined in Article 12 of the Kyoto Protocol, report of cop-7, Marrakech, *Document de travail FCCC/CP/2001/13/Add.2*, UNFCCC, disponible à l'adresse <http://unfccc.int/sessions/workshop/070402/17cp7.pdf>, 2001b.
- UNFCCC, Estimation, reporting, and accounting of harvested wood products, *Technical Paper UNFCCC*, disponible à l'adresse <http://unfccc.int/resource/docs/tp/tp0307.pdf>, 2003.
- WBGU, The Accounting of Biological Sources and Sinks Under the Kyoto Protocol. Special Report of the German Advisory Council on Global Change, disponible à www.avi-bremerhaven.de/WBGU/wbgu_sn1998-engl.html, 1998.
- Winjum, J., S. Brown, et B. Schlamadinger, Forest harvests and wood products : sources and sinks of atmospheric carbon dioxide, *Forest Science*, 44(2), 272–284, 1998.

Deuxième partie

Non équivalence physique du carbone fossile et du carbone biosphérique

Chapitre 4

Modélisation des flux de carbone liés au changement d'affectation des terres

*“Les forêts précèdent les peuples,
les déserts les suivent.”*

[François René de Chateaubriant]

Sommaire

Introduction	160
4.1 OSCAR: un modèle du cycle global	
du carbone et des changements d’usage des terres	161
4.1.1 Echange océan-atmosphère	161
4.1.2 Cycle du carbone continental	163
4.1.3 Module d’usage des terres	168
4.2 Validation du modèle	173
4.2.1 Validation du module d’usage des terres	173
4.2.2 Différences conceptuelles entre OSCAR et IMAGE 2.2 sur la modélisation des flux de carbone liés à l’usage des terres . . .	176
4.2.3 Respect du bilan carbone sur la période historique	179
4.3 Scénarios futurs d’usage des terres et flux de carbone as-	
sociés	182
4.3.1 Changement d’affectation des terres	182
4.3.2 Flux de carbone résultant	183
Annexe: Equations du modèle	186
Références	193

Introduction

Contrairement aux émissions fossiles, connues par la voie des statistiques énergétiques avec une précision de l’ordre de 10% [Marland *et al.*, 2002], les estimations actuelles des flux de carbone vers l’atmosphère dus aux changements d’usage des terres sont sujets à de larges incertitudes [Houghton *et al.*, 2000]. A l’incertitude sur l’évaluation des surfaces soumises à de tels changements [Houghton, 1999; Skole *et Tucker*, 1993] s’ajoute une incertitude plus grande encore sur l’estimation de la variation des densités de carbone (végétation et sols) sur ces surfaces après une conversion. Une troisième source d’incertitude porte, pour une transition donnée, sur la manière dont le flux associé se partage dans le temps. Cette réponse temporelle nécessite la double évaluation (i) de la partie du carbone immédiatement émise vers l’atmosphère dans l’année où la terre “change d’affectation”, et (ii) des flux dits *différés*, liés à l’établissement éventuel d’une végétation secondaire, ou à un changement des réservoirs du sol, s’étalent sur plusieurs années voire plusieurs décades : quand une forêt est convertie vers l’agriculture par exemple, du carbone du sol est réémis vers l’atmosphère avec des constantes de temps de 10 à 30 ans [Trumbore *et al.*, 1995].

Evaluer les impacts atmosphériques des changements d’usage des terres, passés et futurs, impose donc de rendre compte des mécanismes de transfert du carbone entre l’atmosphère, la végétation et les sols, lorsqu’un écosystème

“change d’affectation”, et des flux (dits *différés*) de carbone sur les terres ayant subi une conversion à une date antérieure. Or, parmi les modèles existants, ou bien les flux de carbone immédiats et différés sont explicitement traités, mais sans que cela s’accompagne d’un couplage¹ avec le reste du cycle global du carbone [Houghton, 2003], ou bien un tel couplage existe, mais les flux *différés* dus au changement d’affectation des terres ne sont pas évalués, comme dans les travaux de [Goudriaan et Ketner, 1984], ayant conduit au modèle IMAGE. C’est donc pour dépasser ces cas limites que nous avons construit un modèle du cycle global du carbone, incluant, dans sa partie terrestre, un traitement détaillé des impacts présents et différés, des changements d’usages des terres. Ce modèle a été baptisé OSCAR, pour “Occupation des Sols et cycle global du CARbone”.

4.1 OSCAR : un modèle du cycle global du carbone et des changements d’usage des terres

Dans OSCAR, suivant la philosophie de modélisation explicitée Chap. 1, p. 53, et comme dans des études précédentes [Schimel et al., 1996; Enting et al., 1994; Wigley, 1997], les écosystèmes continentaux (distribution de végétation, résolution spatiale) et l’océan sont traités d’une manière simplifiée et agrégée, et calés sur des modèles plus complexes et à plus haute résolution spatiale. Une telle simplification “fidèle” existe déjà pour l’océan, depuis les travaux de Joos et al. [1996] ayant conduit à une forme réduite du célèbre modèle océanique dit “de Berne”, utilisé dans les calculs de l’IPCC [1996, 2001], et dont nous avons reproduit le formalisme. De manière originale, notre modèle continental intègre un module relativement détaillé d’usage des terres, permettant la conversion de biomes et calculant, à chaque pas de temps les flux de carbone dans les écosystèmes perturbés (dont les émissions immédiates et différées de CO₂ vers l’atmosphère) et la séquestration de carbone dans les écosystèmes primaires restants. Ainsi, le modèle offre une description interactive et cohérente des changements d’usage des terres avec le cycle global du carbone (Fig. 4.1).

4.1.1 Echange océan-atmosphère

Le modèle du cycle océanique reprend la fonction de réponse à couche-mixte pour rendre compte de l’échange net de CO₂ entre océan et atmosphère [Joos et al., 1996]. Les équations du module d’océan sont détaillées

¹C’est à dire d’un calcul de la fraction réabsorbée par l’océan et par les écosystèmes non perturbés “restants”, et de celle qui reste dans l’atmosphère.

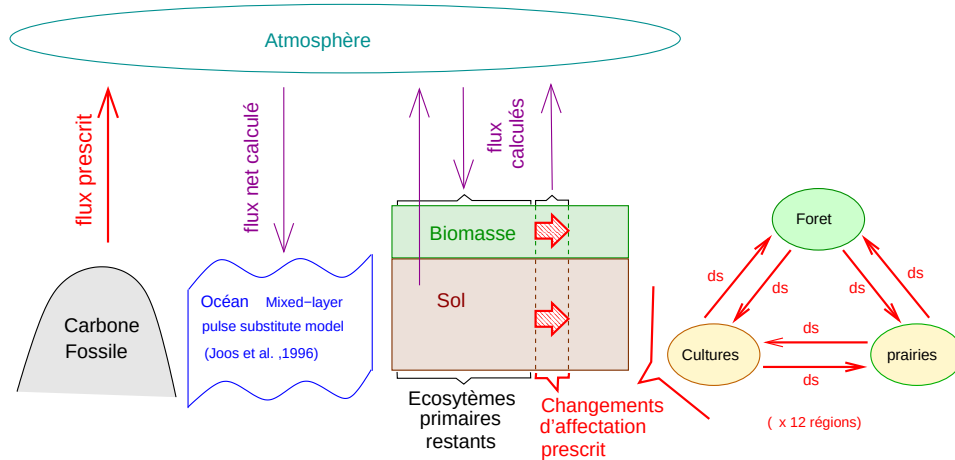


FIG. 4.1: Représentation schématique du cycle global du carbone et des changements d'usage des terres dans OSCAR.

page 189. Une telle représentation est, sur le plan technique, très efficace², sans toutefois que ses sorties (par exemple le calcul des échanges à trajectoire de concentration atmosphérique prescrite) ne dérivent de plus de 1% du modèle original en terme de puits net sur la période historique (Fig. 4.2). Nous avons vérifié que ceci restait vrai pour toute trajectoire future de stabilisation des concentrations.

Une telle fidélité est rendue possible par le fait que la forme réduite capture la principale source de non-linéarité dans le cycle océanique, à savoir la chimie des carbonates dans la couche de surface de l'océan (Chap. 1), et l'efficacité de calcul est garantie par la représentation linéaire du transport océanique dans le modèle réduit. En effet, la circulation océanique d'un modèle 3D est un opérateur linéaire qui peut être substitué à une convolution de fonctions de réponse impulsionnelles. Cette dernière hypothèse reste valable tant que le changement climatique n'induit pas de grandes perturbations de la circulation océanique, comme les basculements de circulation thermohaline [Clark et al., 2002]. Nous n'avons pas ici l'ambition de capter de tels phénomènes qui restent l'apanage, pour l'instant, des modèles complets. Par contre, rien n'interdit d'importer dans OSCAR les réponses perturbées de l'océan, un travail qui sort du cadre de cette thèse, mais que nous mettons au premier rang des travaux futurs. De plus, les modifications de la pompe biologique sont pour l'instant écartées du calcul, mais il a été montré que les modifications de la pompe biologique étaient de second ordre (en tous cas pour des simulations XXI^{ème} siècle).

²Le calcul du puits océanique sur 500 ans (pas de temps 1 an) prend environ 1 minute de temps de CPU (processeur 500 Mhz).

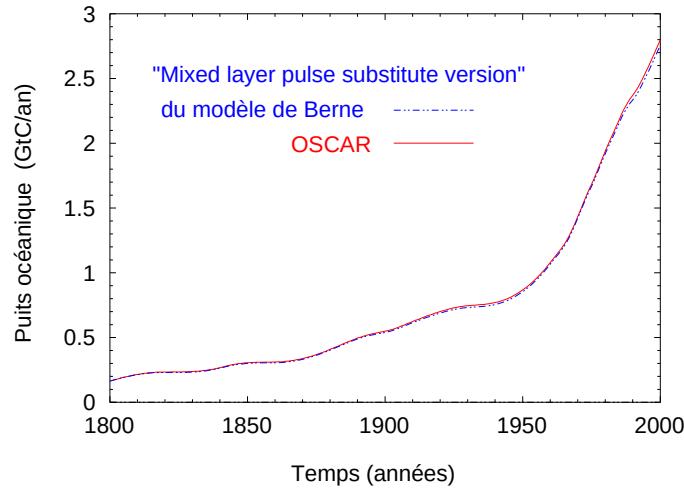


FIG. 4.2: Comparaison du puits océanique sur la période historique : OSCAR (pas de temps annuel) et modèle de Berne (version “mixed-layer pulse substitute model”, pas de temps de 6 mois, voir [Joos, 2002]).

4.1.2 Cycle du carbone continental

4.1.2.1 Carte de végétation

Le monde est divisé en quatre régions définies dans le troisième rapport de l'IPCC (noté dans la suite IPCC-TAR) [Prentice, 2001], comme montré Figure 4.3 : OCDE-1990, REF, ASIA, ALM.

Chacune des quatre régions de l'IPCC contient 9 biomes (Table 4.1, p. 169), qui peuvent être regroupés par attributs géoclimatiques (tempérés, tropicaux ou boréaux). Ceci permet de définir 3 “zones” géoclimatiques par région, et donc 12 “points de grille”, à l'intérieur desquels ont lieu la compétition entre usages des terres concurrents (forêts, terres agricoles et prairies). Chaque “point de grille” contient ainsi trois biomes non perturbés par l'homme, ainsi que des cohortes de terres en transitions définies sur une base annuelle, plus deux réservoirs de produits du bois. Ceci définit typiquement $3 + 6\tau$ classes de surfaces par point de grille, τ étant la durée de transition, en années (typiquement $\tau \sim 100$ ans).

Dans un tel schéma agrégé, pâturages (créés par l'homme) et prairies définissent un seul et même biome. Les déserts chauds et glacés sont exclus du modèle. Les différentes caractéristiques biophysiques des biomes, et leur distribution pré-industrielle dans chaque région, sont spécifiées à partir du modèle biosphérique CASA-SLAVE [Friedlingstein, 1995; Friedlingstein et al., 1995]³, comme nous le verrons p. 166.

³Notons que, comme CASA-SLAVE ne comporte pas de biome pour les terres cultivées,

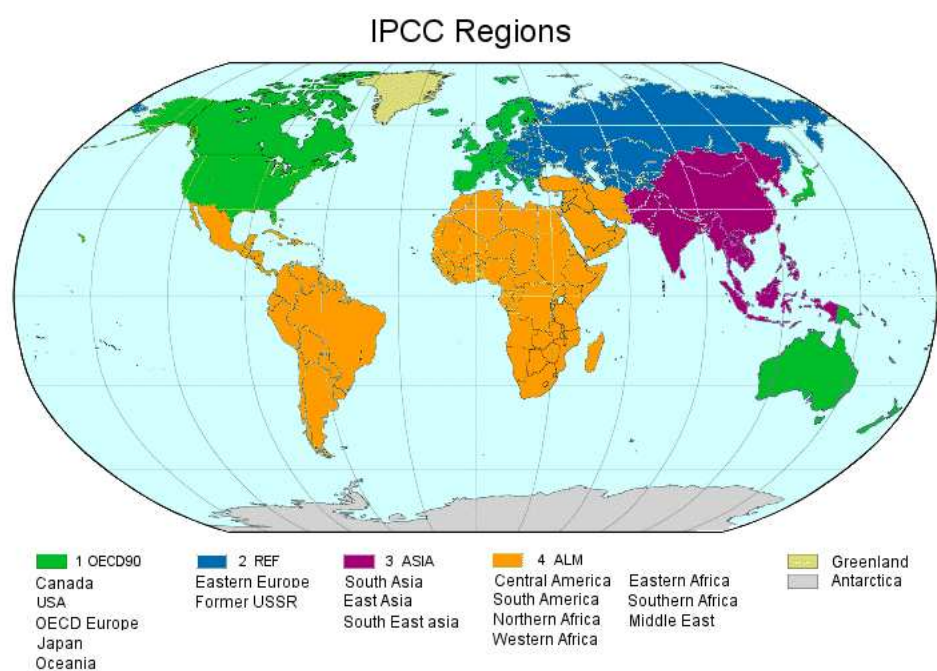


FIG. 4.3: Régions mondiales définies par l'IPCC. La définition exacte de ces régions, pays par pays, est donnée dans [Prentice, 2001]. Le découpage d'IMAGE 2.2 utilisé pour la période future est également celui de l'IPCC. Source : [Bollen et al., 2001].

4.1.2.2 Réservoirs de carbone considérés

Les modèles très détaillés de biosphère continentale contiennent typiquement, sur “un point de grille”, un grand nombre de réservoirs “verticaux” (feuilles, troncs, racines, litière, différents réservoirs pour le carbone du sol), interconnectés de manière complexe, et présentant différents temps de résidence [Friedlingstein, 1995]. A l'inverse, un “point de grille” d'OSCAR distingue en son sein un ensemble j de classes d'usage des terres, relatives aux différents biomes “non perturbés” et aux classes d'âge des cohortes en transition entre ces biomes : à chacune de ces classes est associée un ensemble distinct de variables de surface s_j , mais hébergeant uniquement un réservoir de biomasse B_j et un réservoir de carbone du sol S_j . Aussi, dans OSCAR, la conception des flux “verticaux” de carbone est simplifiée.

4.1.2.3 Flux de carbone (en l'absence de changement d'usage des terres)

L'évolution de la biomasse B , *en absence de changement d'usage des terres*, dans le pas de temps d'une année, pour une classe j non perturbée, dans un point de grille, est :

$$B_j(t+1) - B_j(t) = \eta_j(t)s_j - \mu_j B_j(t) \quad (4.1)$$

où la mortalité de la biomasse est supposée être une fraction constante μ_j de la biomasse sur pied et la productivité primaire nette (NPP) η_j est fonction de la concentration de CO_2 atmosphérique $C(t)$:

$$\eta_j(t) = \eta_j^{t=0} \left[1 + \beta \log \frac{C(t)}{C(0)} \right] \quad (4.2)$$

Toujours *en absence de changement d'usage des terres*, la dynamique du réservoir de carbone du sol est donnée par l'équation suivante, où la respiration hétérotrophe est définie comme une fraction δ_j du réservoir de carbone du sol :

$$S_j(t+1) - S_j(t) = \mu_j B_j(t) - \delta_j S_j(t) \quad (4.3)$$

L'adoption d'un taux de mortalité de la biomasse invariant et spécifique du biome (et du point de grille) signifie que les événements stochastiques (feux, épidémies), et les actions délibérées pour les contenir, sont exclus du modèle.

celles-ci sont exclues de l'état pré-industriel d'OSCAR. L'étendue des terres arables en 1700 est cependant négligeable, tant en regard des surfaces émergées que des surfaces agricoles en 2000, et l'exclure du modèle revient à faire l'hypothèse raisonnable que les stocks de carbone qui y sont associés restent à l'équilibre.

Parce que nous voulons ici évaluer séparément le rôle des usages des terres, nous avons supposé dans un premier temps un climat constant, ignorant ainsi la réponse de la respiration hétérotrophe et de la productivité primaire nette à une variation de température [Cao et Woodward, 1998; Cramer et al., 2001]. Une version d'OSCAR à climat variable sera détaillée dans le prochain chapitre.

4.1.2.4 Paramétrage

Pour les biomes forestiers et les prairies, les paramètres biophysiques (η , μ , δ) sont déterminés en fonction de leur situation régionale et climatique. Ces quantités sont obtenues par moyenne géographique des paramètres équivalents du modèle à point de grille CASA-SLAVE à l'équilibre pré-industriel⁴. Le découpage régional appliqué sur CASA-SLAVE pour tirer les coefficients biophysiques d'OSCAR (9 biomes par région) est donné Figure 4.4.

Les terres agricoles étant absentes de SLAVE, nous avons fixé leurs paramètres biophysiques dans OSCAR de la manière suivante. La NPP η des terres agricoles été fixée partout à la valeur moyenne mondiale déterminée par Goudriaan et al. [2001] à partir de statistiques agricoles (334 g/m²/an). L'utilisation de valeurs distinctes pour la NPP des cultures régionales aurait nécessité de connaître le type de culture concerné par les transitions, ce qui n'est pas documenté chez [Houghton, 2003]. Toutefois, ceci n'aurait pas changé grandement les résultats, car Goudriaan et al. [2001] ont reporté des différences inférieures à 20% parmi la NPP des sept plus grands types de cultures mondiaux, représentant 81% de la surface récoltée.

Nous avons supposé que 70% de la production agricole était oxydée dans l'année, les 30% restants étant délivrés au réservoir du sol. Le temps de résidence δ^{-1} du carbone dans le sol (Eq. 4.3), est un des paramètres parmi les plus incertains, en raison de l'hétérogénéité de ce réservoir [Barrett, 2002]. Nous avons décidé d'ajuster le taux de respiration hétérotrophe des sols cultivés, de telle manière que le ratio des stocks d'équilibre des cultures sur les prairies soit proche de 0,5 pour chaque région, une valeur certes plus élevée que celle de [Manne, 1986] pour les USA (0,36), mais proche de celle de la revue de Guo et Gifford [2002], et de celle du [WBGU, 1998, Tab. 7-8, p. 51]. Les valeurs correspondantes de δ sont reportées Table 4.1. Cette hypothèse donne donc une valeur raisonnable du temps de résidence du carbone dans les sols δ^{-1} pour les terres en cultures, de l'ordre de 10-20 ans, en accord

⁴D'un point de vue technique, une seule valeur de η , μ et δ est définie dans un point de grille de CASA-SLAVE, alors que plusieurs biomes se partagent le pixel, dans une proportion connue. Pour un biome donné, un pixel de SLAVE a été déterminé représentatif d'un biome j , et "éligible" à l'opération de moyenne sur la région (pour le calcul de η_j , μ_j et δ_j) si et seulement si la proportion de ce biome dans le pixel dépassait 50%.

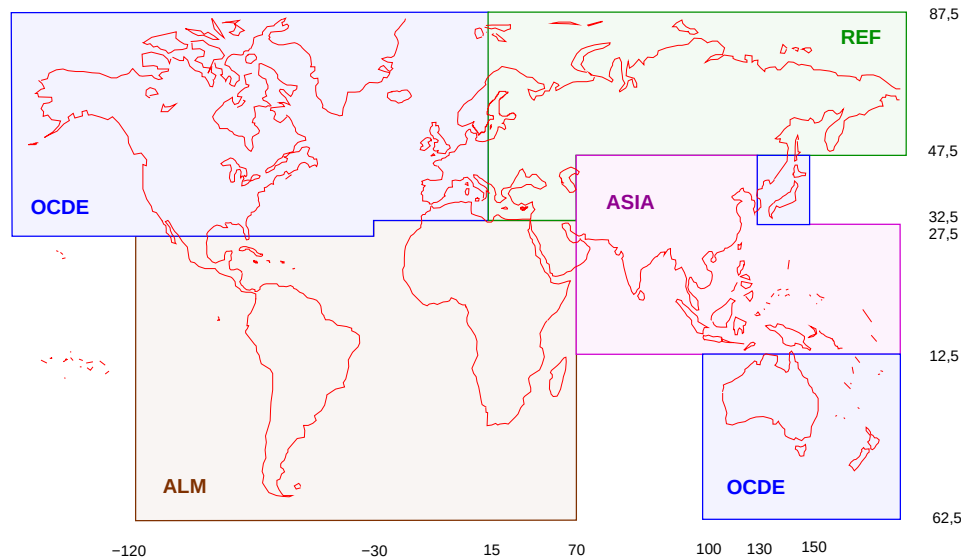


FIG. 4.4: Zonage appliqué sur CASA-SLAVE participant de la définition des paramètres biophysiques d'OSCAR pour les six types de biomes naturels. Les paramètres régionaux de chaque biome d'OSCAR sont égaux à la moyenne des mêmes valeurs relatives aux pixels représentatifs de CASA-SLAVE sur les points de grille de la zone représentée ici. La résolution de CASA-SLAVE est de $5^\circ \times 5^\circ$. Un pixel de CASA-SLAVE est considéré représentatif d'un biome si la part du biome dans ce pixel dépasse 50%. Avec un tel découpage, quelques points de grille de CASA-SLAVE peuvent éventuellement contribuer à la définition des paramètres biophysiques moyens d'une région à laquelle ils n'appartiennent pas politiquement (Fig. 4.3) : ces biais sont toutefois de second ordre étant donné la taille des régions.

avec la littérature [Balesdent et Recous, 1997; Balesdent et Mariotti, 1996; Harrison et al., 1993].

La donnée des paramètres biophysiques (η , μ , δ) détermine les stocks de carbone pré-industriels, correspondant à un équilibre (Eq. 4.1–4.3) du système plante-sol avec une concentration atmosphérique stabilisée à $C(0) = 280$ ppmv : ces stocks d'équilibre pré-industriels d'OSCAR sont comparés avec ceux de CASA-SLAVE dans la Table 4.1. Globalement, les modèles diffèrent par moins de 10% au niveau régional, et par moins de 5% pour les stocks globaux. La plus grande différence (25%) est obtenue pour la biomasse des prairies tempérées et des toundras, mais ces réservoirs de carbone sont relativement faibles. En termes de flux d'équilibre, nous calculons une productivité primaire nette globale de 58 GtC/an, très proche de celle de CASA-SLAVE (61 GtC/an). La productivité primaire nette des forêts telle qu'elle résulte de ce paramétrage (Tab. 4.1) est aussi cohérente avec les estimations moyennes de la FAO : 224 g/m² (resp. 360-590 g/m², 900 g/m²) pour les forêts boréales (resp. tempérées, tropicales) [van Kooten et al., 2000].

Malgré son fort niveau d'agrégation, compte tenu de ces résultats, nous sommes donc confiants en la capacité de notre modèle de rendre compte des changements au niveau des réservoirs continentaux, d'une manière qui soit comparable à celle du modèle CASA-SLAVE, plus réaliste et sophistiqué.

4.1.3 Module d'usage des terres

4.1.3.1 Détermination des commandes du modèle

Les changements d'affectation de terres entre forêts f , pâturages (ou prairies) p et terres cultivées a , ont lieu à l'intérieur d'un "point de grille" d'OSCAR. Dans un tel point de grille, à chaque pas de temps, 6 types de transitions sont donc susceptibles d'avoir lieu, comme schématisé Fig. 4.1a. On note ds_{x2y} la quantité de terres convertie de la classe de terres $x = f, a, p$ (pour forêt, agriculture, prairie) vers la classe $y = f, a, p$ $y \neq x$, dans un point de grille (dit de compétition), et à un instant particulier. Sur la période historique 1700-2100, de telles valeurs de ds_{x2y} sont prescrites annuellement d'après [Houghton et Hackler, 2001], comme montré Figure 4.5. La correspondance utilisée entre les biomes de Houghton et Hackler [2001] et ceux d'OSCAR est donnée Table 4.2.

Par ailleurs, la table de correspondance suivante a été utilisée pour l'agrégation des données régionales de Houghton (13 régions) dans le découpage à 4 régions de l'IPCC : OCDE₉₀ = Canada, Etats-Unis, Europe, Région Développée du Pacifique. ASIE = Chine, Mongolie, Asie du Sud et du Sud-est. REF = Ex-URSS. ALM = Amérique du Sud, Amérique Centrale, Moyen Orient, Afrique Tropicale, Afrique du Nord. Pour une définition précise (pays par pays) des régions chez Houghton, voir [Houghton et Hackler, 2001]. En

biomes	région	paramètres				résultats (GtC)			
		Surface	$\eta^{t=0}$	$\mu^{t=0}$	$\delta^{t=0}$	Biomasse		Sols	
						CS	OS	CS	OS
Forêts tempérées	OCDE	600	593	7.47	5.16	48	44	69	69
	REF	212	451	11.25	5.79	8	8	17	16
	ASIE	408	671	5.92	4.15	46	44	66	63
	ALM	625	1000	5.75	3.88	109	102	161	155
	monde	1845	732	6.40	4.32	211	197	312	302
Forêts boréales	OCDE	778	460	9.38	5.18	38	35	69	65
	REF	1249	275	14.69	6.83	23	20	50	47
	ASIE	114	829	5.90	3.26	16	15	29	28
	ALM	61	564	3.51	2.08	10	9	17	17
	monde	2201	377	9.50	5.04	87	79	165	157
Forêts tropicales	OCDE	52	884	12.84	9.42	4	4	5	2
	ASIE	455	884	6.05	5.25	67	62	77	73
	ALM	1127	1000	6.09	4.38	185	174	257	243
	monde	1634	964	6.18	4.65	255	239	339	318
Prairies tempérées	OCDE	511	266	33.99	4.44	4	3	31	29
	REF	722	98	10.66	2.31	7	6	31	30
	ASIE	513	221	38.69	4.96	3	2	23	22
	monde	1746	183	23.57	3.81	14	10	84	81
Toundra	OCDE	513	58	6.92	1.57	4	4	19	18
	REF	514	83	30.17	6.27	1	1	7	6
	ASIE	43	305	21.81	3.60	1	1	4	4
	monde	1070	80	13.50	2.90	6.3	6	30	28
Prairies tropicales	OCDE	625	253	37.20	15.39	4	10	10	9
	ASIE	309	519	8.89	4.40	18	9	37	35
	ALM	2308	570	9.13	4.84	144	121	272	259
	monde	3242	504	9.82	5.13	166	165	319	302
Cultures tempérées [†]	OCDE	0			3.13	–	–	–	–
	REF	0	334	30 [‡]	4.82	–	–	–	–
	ASIE	0			4.67	–	–	–	–
	ALM	0			4.67	–	–	–	–
Cultures tropicales [†]	OCDE	0			13.92	–	–	–	–
	REF	0	334	30 [‡]	–	–	–	–	–
	ASIE	0			1.77	–	–	–	–
	ALM	0			1.79	–	–	–	–
Cultures boréales [†]	OCDE	0			5.71	–	–	–	–
	REF	0	334	30 [‡]	17.17	–	–	–	–
	ASIE	0			2.15	–	–	–	–
	ALM	0			–	–	–	–	–
Monde		11738	494	7.83	4.64	740	697	1248	1188

TAB. 4.1: Paramètres tirés de CASA-SLAVE moyennés sur chaque région et importés dans notre modèle. Les surfaces sont données en millions d'hectares (10^6 ha). $\eta^{t=0}$ est la productivité primaire nette (unité : $\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$). $\mu^{t=0}$ est la mortalité de la biomasse (unité : $\%/ \text{an}$). $\delta^{t=0}$ est le taux de respiration du sol pour les conditions pré-industrielles (unité : $\%/ \text{an}$). CS : CASA-SLAVE. OS : OSCAR. [†] Les cultures sont absentes à l'état préindustriel dans CS. [‡] le reste de l'incrément est exporté sous forme de grains (ou de paille) et est oxydé dans l'année.

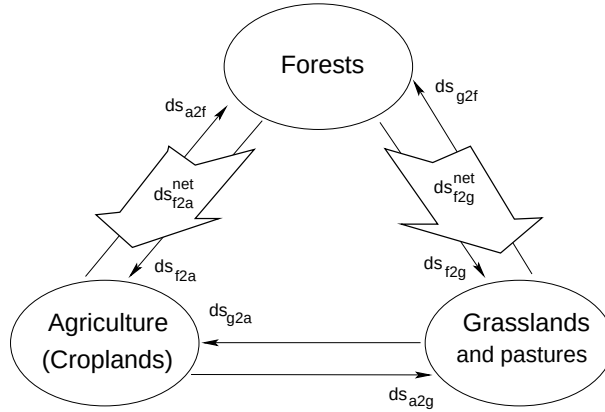


FIG. 4.5: Changements d'affectation des terres pris en compte à l'intérieur d'un point de grille du module continental défini par la donnée d'une région IPCC (OECD-90, REF, ASIA, ALM) et d'une zone géoclimatique (tempérée, tropicale ou boréale). Les changements d'affectation des terres ne passent pas les frontières d'un tel point de grille. Le schéma général comporte six transitions par point de grille. C'est celui qui a été utilisé pour la période passée. Pour la période future, dans chaque point de grille et à chaque période, seule les transitions nettes ont été modélisées, déduites d'IMAGE 2.2. De telles transitions nettes sont représentées par des flèches épaisses, dans le cas où l'aire des forêts diminue et l'aire des prairies et des terres cultivées augmente dans un pixel à un pas de temps précis.

pratique, ce choix est cohérent avec la définition des régions politiques selon l'IPCC, à l'exception de l'Afghanistan, classé en ASIE par l'IPCC, et dont les changements de surfaces ont donc été portés au crédit de la région ALM dans OSCAR. Mais ce pays héberge probablement des flux de carbone liés aux conversions de terres qui sont peu significatifs à l'échelle globale.

Les cultures itinérantes ne sont pas incluses dans OSCAR à ce stade : étant de façon permanente compensées par la repousse, elles n'induisent pas un grand flux net de ou vers l'atmosphère. La gestion forestière a fait l'objet d'une extension du modèle, mais son traitement étant particulier, nous décidons de l'exclure de ce chapitre qui ne traite que du *changement d'usage des terres*.

Notons que IMAGE 2.2 donne une évolution des surfaces pour chaque classe de biome, sans que les *transitions* ayant permis l'évolution des aires soient explicitées en sortie du modèle. Il nous a donc fallu reconstituer de telles séries de transitions à partir des changements d'aires donnés par IMAGE 2.2 [Bollen et al., 2001]. Ce problème n'est pas à solution unique : par exemple, les différents biomes peuvent tous garder leur étendue en terme d'aire, alors que de multiples transitions s'opèrent qui se compensent toutes. Les variations d'aires des biomes étant tirés d'IMAGE 2.2, nous avons sélectionné le sextuplet $\{ds_{x2y}(t)\}_{x,y \in \{f,a,p\}, x \neq y}$ de séries de *transitions* qui

<i>OSCAR</i>	<i>CASA-SLAVE</i>	Houghton	IMAGE 2.2
forêts tempérées	forêts décidues	forêts tempérées sempervirentes, décidues, broadleaf	temp. mixed forest, temp. deciduous forest, carbon plantations, regrowth forest (Abandoning), regrowth forest (Timber)
forêts boréales	forêts de conifères	forêts boréales	wooded tundra, cool conif. for., boreal for.
forêts tropicales	forêt tr. saisonnières et sempervirentes	forêt tropicales humides, ouvertes, fermées, saisonnières, équatoriales	warm mixed forests, tropical woodland, tropical forests
prairies tempérées	prairies C3	pâturages	extensive grassland, grassland/steppe
toundra	toundra	–	tundra
prairies tropicales	prairies C4 + savannes	pâturages	savanna, scrubland
–	déserts chauds et glacés	–	hot desert, ice

TAB. 4.2: Correspondance entre biomes (hors agriculture) dans notre modèle, dans CASA-SLAVE, chez Houghton et dans IMAGE 2.2. Cette table de correspondance est valable à l'intérieur de chaque région.

minimise à chaque période, dans un point de grille, les surfaces assujetties à changement d'usage des terres. Un tel cas de figure est représenté par des flèches épaisses dans la Fig. 4.5, où les pâturages et l'agriculture gagnent des surfaces au détriment des forêts, sans qu'aucune "contre-transition" n'ait lieu à l'intérieur du point de grille⁵.

Il faut noter que les scénarios produits par IMAGE 2.2 résultent déjà d'une approche intégrée et que les variations de surface peuvent comporter une part due au changement climatique. Mais cette part est certainement marginale par rapport à celle due à l'homme, étant donné l'évolution corrélée des surfaces forestières et agricoles dans les scénarios. De plus, il y a une incohérence dans la répartition mondiale des biomes en 1990 entre *Houghton et Hackler* [2001] et IMAGE 2.2. Mais les changements futurs sont appliqués en prenant pour condition initiale les aires de 1990 obtenues dans notre modèle, obtenant ainsi la continuité des surfaces historiques de Houghton.

Sur cette base, nous pouvons tracer les flux de CO₂ entrant et sortant de chaque réservoir dans le modèle entièrement interactif jusqu'en 2100.

4.1.3.2 Flux de carbone liés au changement d'usage des terres

Pour chaque type de transition, le module calculant les flux liés au changement d'affectation des terres définit des cohortes annuelles de classe d'âge croissant après la perturbation initiale. Ceci permet de garder la trace des écosystèmes convertis, année après année, et de calculer les flux différés qui prennent place longtemps après une conversion sur les terres affectées. Le suivi des cohortes d'écosystèmes convertis est effectué sur une période τ suffisamment grande au bout de laquelle un nouvel "équilibre⁶ du carbone" est atteint. La dernière année, les surfaces (et les contenu-carbone) sont reversées dans le biome "non perturbé" de destination. Cette structure (Fig.4.6) définit donc typiquement $2 \times (3 + 6\tau)$ réservoirs par point de grille.

Suite à une conversion de forêt vers l'agriculture, une fraction de la biomasse sur pied est oxydée dans l'année, une partie est dirigée vers le sol, et le reste, est récolté sous forme de produits du bois de différentes durées de vie. Les coefficients de répartition de la biomasse détruite entre ces réservoirs varient selon les régions et les biomes forestiers, suivant la spécification de *Houghton et Hackler* [2001], selon laquelle, typiquement, près de 30% de la biomasse sur pied va dans les réservoirs de produits du bois après déforestation. Les terres nouvellement converties se voient assignées les paramètres biophysiques (η , μ , δ) correspondant au nouveau biome. La source liée au changement d'usage des terres est définie comme la somme (i) des pertes

⁵Par contre, dans un autre point de grille, un schéma opposé peut apparaître, ce qui fait qu'au niveau global, des transitions brutes coexistent à chaque instant du temps.

⁶Ici, "équilibre du carbone" signifie que les flux nets de carbone tant dans la végétation que dans les sols sont nuls si on suppose l'absence de fertilisation.

immédiates de carbone de la végétation touchée, (ii) des flux nets vers l’atmosphère sur les surfaces en transition, et (iii) des flux vers l’atmosphère provenant de l’oxydation des produits du bois. Les détails du calcul sont donnés pp. 186–189, et les flux schématisés Fig. 4.6.

4.1.3.3 Différences conceptuelles avec l’approche de Houghton

Ce type de structure d’inventaire (dit de “*book-keeping*”) est similaire à celle de [Houghton, 1999], le modèle de référence calculant la source de carbone liée au changement d’affectation des terres. Mais notre approche est sensiblement différente. En effet, le modèle de Houghton prescrit des “courbes de réponse” du stock après transition [Melillo *et al.*, 1988, Fig.1], en déduction desquelles sont calculés les flux nets vers l’atmosphère⁷, tandis qu’OSCAR prescrit au contraire, suite à une transition, un nouveau paramétrage biophysique (flux) et en *déduit* les variations de stocks. Ainsi, nous déduisons les stocks des flux, alors que Houghton déduit les flux des stocks. Notre approche, même très simple, a l’avantage de suivre la causalité “naturelle” des processus du cycle, les flux créant les stocks et non l’inverse (Fig. 4.7). Cependant, d’un point de vue pratique, cela exige de disposer d’une représentation des processus, alors que Houghton peut directement caler ses courbes de réponse en stock sur des séries temporelles mesurées de ces stocks. L’approche de Houghton peut s’avérer avantageuse si l’incertitude sur les inventaires de stocks de carbone forestiers est inférieure à celle portant sur les flux, ce qui, par exemple, semble être le cas pour les USA [Heath *et Smith*, 2000]. Cependant, Houghton ne rend pas compte pas des flux entre la végétation et les sols (seuls les flux nets avec l’atmosphère sont modélisés), alors que nos exercices de modélisation exigeront une représentation minimale en terme de flux *bruts* (NPP, mortalité, respiration hétérotrophe), faisant apparaître le temps de résidence du carbone dans les écosystèmes.

4.2 Validation du modèle

4.2.1 Validation du module d’usage des terres

Sur la période historique, le flux modélisé lié au changement d’usage des terres, à concentration atmosphérique de CO₂ constante (280 ppm), est com-

⁷“The structure of the [Houghton’s] model is most easily summarized as follows. In the year of land-use change, some of the carbon of live vegetation was burned and some was transferred to slash and wood products. In the next and subsequent years, carbon was transferred only between the following pools and the atmosphere : live vegetation gained carbon from the atmosphere during regrowth, soils lost or gained carbon depending on the time since disturbance, and the slash and product pools lost carbon to the atmosphere” [Houghton, 1999, paragraph 2.3].

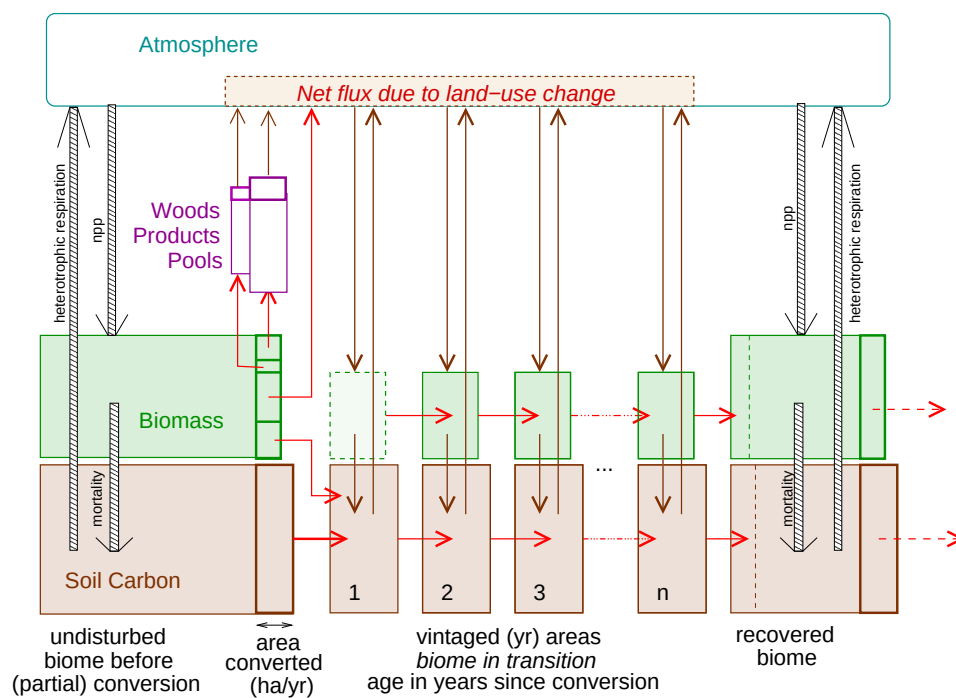


FIG. 4.6: Structure du module calculant les flux de carbone liés aux usages des terres. La Figure s'applique à une transition (brute) d'un biome (ici les forêts) à un autre (par ex., les pâturages).

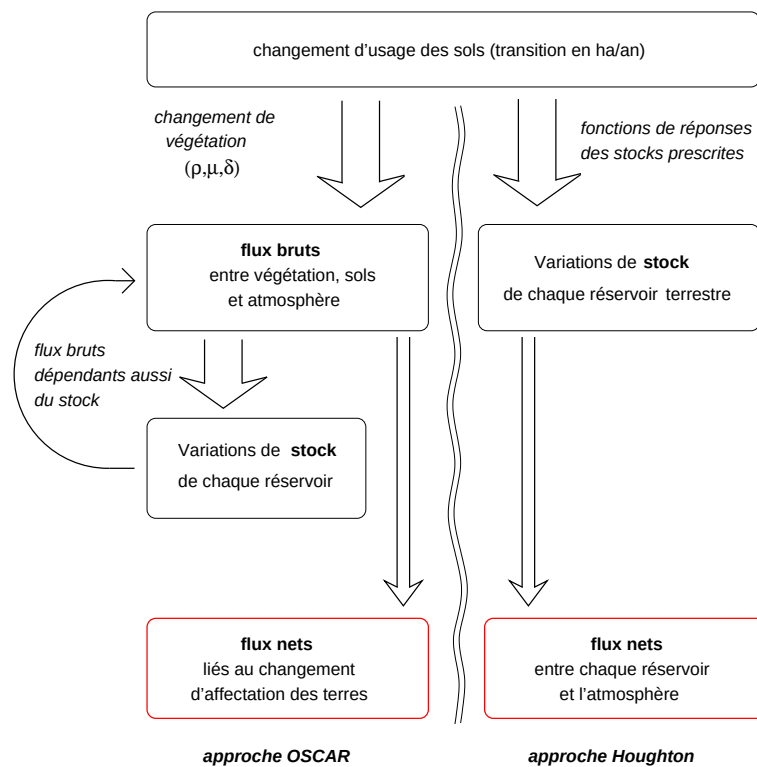


FIG. 4.7: Différences conceptuelles de l'approche de modélisation des flux continen-taux entre Houghton et OSCAR.

paré à celui trouvé par [Houghton et Hackler, 2001]. Les deux modèles sont forcés par les mêmes changements d'aires, mais calculent indépendamment des flux de CO₂. Globalement, ces deux flux sont en bon accord au niveau global, avec un écart maximal inférieur à 0,5 GtC/an sur l'intervalle 1700-1990 (Figure 4.8a). Une telle différence est nettement inférieure à la marge d'incertitude sur la reconstruction de la source liée au changement d'affectation des terres, évaluée à 30% par Houghton. Au niveau régional, notre modèle sous-estime systématiquement, d'environ 0,3 GtC/an, la source dans les régions à dominante tempérée (OCDE+REF) entre 1700 et 1960, mais sur-estime d'une quantité équivalente la source dans les zones à dominante tropicale (ASIE+ALM), comme montré Figure 4.8b,c.

Ces écarts sont directement liés aux différents contenus en carbone des biomes à l'équilibre dans les deux modèles (voir Table 4.3). En particulier, l'utilisation des paramètres de CASA-SLAVE donne en général une perte de carbone plus importante dans les sols après perturbation, alors qu'au contraire, pour la biomasse, la perte est plus importante chez Houghton et Hackler [2001].

4.2.2 Différences conceptuelles entre OSCAR et IMAGE 2.2 sur la modélisation des flux de carbone liés à l'usage des terres

Nous avons vu dans l'introduction de ce chapitre, que l'évaluation des flux liés au changement d'affectation des terres était très incertaine. Dans cette optique, il est intéressant de noter que les flux sont modélisés être remarquablement plus faibles dans IMAGE 2.2 que dans Houghton (ou dans notre modèle). Pour la période 1970-1990 commune aux deux modèles, IMAGE 2.2 donne une source de 1,06 GtC/an, alors que Houghton calcule 1,77 GtC/an (toutes activités incluses). Cette différence est d'autant plus surprenante qu'IMAGE 2.2 estime la perte de surface forestière durant la période 1970-1990 de 168 Mha, alors que selon Houghton, cette perte est évaluée à 110 Mha, net de 40 Mha d'afforestation en Chine après 1973⁸. Ainsi, il semble qu'à taux de déforestation comparable, IMAGE 2.2 produise une source plus faible que la nôtre et que celle de Houghton. Cet effet se retrouve dans notre estimation de la source liée au changement d'usage des terres en 2100 pour le scénario A2 : nous calculons une source globale de 3,6 GtC/an en 2100, alors qu'IMAGE 2.2 prévoit 2,1 GtC/an. Cette différence à trois origines : (i) IMAGE 2.2 calcule les changements d'aires sur des biomes qui ont des caractéristiques différentes (biomasse et stocks de carbone dans les sols) tant de celles de notre modèle que de Houghton, (ii) sur la période historique, la distribution de végétation dans IMAGE 2.2 n'est pas basée sur des observations, mais calculée [Alcamo et al., 1998], (iii) surtout, la structure

⁸Voir aussi [Fang et al., 2001] pour le bilan carbone des forêts chinoises (1949-1998).

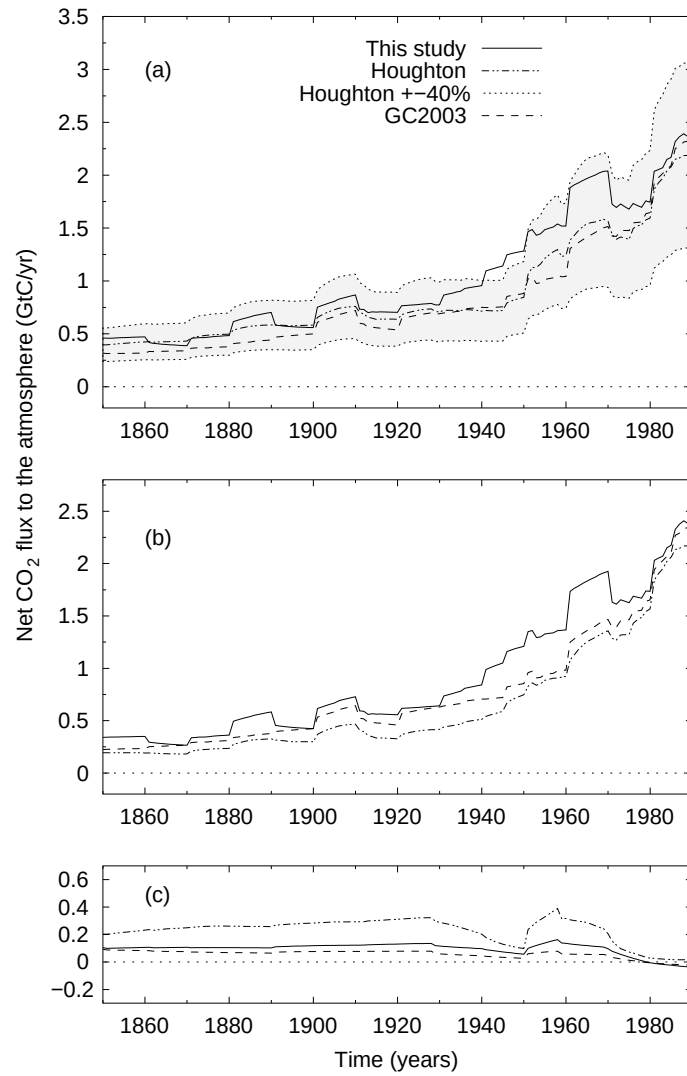


FIG. 4.8: Comparaison des flux liés à l'usage des terres entre OSCAR et *Houghton et Hackler* [2001]. (a) Globe, (b) Tropiques (ASIA+ALM), (c) Régions boréales et tempérées (OCDE+REF). Les deux modèles sont forcés par les mêmes changements d'affectation, mais diffèrent dans leur paramétrisation-carbone. GC2003 : calcul de la source ne faisant pas intervenir 456 Mha de transitions (1700-1990) de forêts en pâturages [*Gitz et Ciais*, 2003].

Biomes		Biomasse	Sol
<i>(a) OSCAR</i>			
forêts tempérées	OCDE	73	108
	REF	38	75
	ASIE	108	154
	ALM	163	248
forêts boréales	OCDE	45	84
	REF	16	38
	ASIE	132	246
	ALM	148	279
forêts tropicales	OCDE	60	85
	ASIE	136	160
	ALM	154	216
prairies tempérées	OCDE	6	57
	REF	8	42
	ASIE	4	43
tundra	OCDE	8	35
	REF	2	12
	ASIE	23	96
prairies tropicales	OCDE	16	14
	ASIE	29	113
	ALM	52	112
<i>(b) Houghton</i>			
Temperate deciduous forest (North Am., Europe, USSR, China, Pacific Dev.)		135	134
Temperate evergreen forest (North Am., Europe, China, North Africa, Middle East, Pacific Dev.)		160	134
Temperate broadleaved forest (Latin America)		100	134
Boreal forest (Europe, USSR)		90	206
Tropical moist forest (Asia, Pacific, North Africa, Middle East)		250	120
Tropical equatorial forest (Latin Am.)		200	98
Tropical seasonal forest (Asia)		150	80
Tropical seasonal forest (Latin Am.)		140	98
Tropical closed forest (Africa)		136	100
Tropical open forest (Africa)		30	50
Warm coniferous forest (Latin America)		168	134
Grassland (North Am., Europe, China, Pacific, North Africa, Middle East)		7	189
Grassland (USSR)		10	189
Grassland (Latin Am.)		10	42
Grassland (Asia)		60	50
Woodland (Europe, Pacific)		27	69
Woodland (Latin Am.)		55	69
Woodland (Asia)		60	50

TAB. 4.3: Comparaison des densités carbone dans notre modèle (à l'équilibre préindustriel) et dans celui de [Houghton, 1999], par principaux types de biomes. Unités : tC/ha.

du modèle du cycle du carbone dans IMAGE 2.2 ne permet pas de calculer la part différée du flux de changement d'usage des terres : le flux calculé est donc un flux *instantané* lié uniquement à la perte immédiate de biomasse (et d'une petite partie de celle du carbone du sol, supposée instantanée dans IMAGE).

4.2.3 Respect du bilan carbone sur la période historique

Le modèle, forcé par les émissions de CO₂ d'origine fossile (en GtC/an) et par les changements d'aires spécifiés par Houghton (en ha/an), calcule (i) la source nette liée au changement d'usage des terres, (ii) la séquestration de carbone liée au délai temporel entre l'augmentation de la productivité primaire nette et celle de la respiration hétérotrophe sur les écosystèmes non perturbés, (iii) le puits océanique, et (iv) la concentration atmosphérique de CO₂ résultante. La Figure 4.9 montre l'évolution temporelle de ces composants du bilan carbone sur la période 1700-1990. La Table 4.4 compare le bilan carbone pour la décennie 1980 telle que calculé par le modèle avec les estimations de l'IPCC-TAR [Prentice, 2001]. Pour la période 1980-1989, le puits océanique modélisé est de 2,03 GtC/an, en accord avec les estimations de l'IPCC-TAR (Table 4.4).

4.2.3.1 Atmosphère

Nous calculons une augmentation du CO₂ atmosphérique entre la période pré-industrielle (1700) et le présent (2000) de 73,7 ppm, proche des observations (75,4 ppm). Ce résultat est dépendant du choix du facteur $\beta = 0,52$ de fertilisation par le CO₂ (Eqs. 4.2 et 4.5), calibré de manière à ce que le taux d'augmentation simulé du CO₂ atmosphérique après 1970 soit égal aux taux moyen observé. Ce taux d'augmentation du CO₂ atmosphérique est cependant plus faible entre 1800 et 1970, conduisant à une sous-estimation du carbone atmosphérique durant cette période d'environ 10 ppm. Mais il a été prouvé que l'utilisation d'une valeur unique du facteur- β rend difficile la reproduction de la courbure de l'évolution historique de la concentration atmosphérique en CO₂ [Friedlingstein, 1995; Friedlingstein et al., 1995]. La fertilisation par le CO₂ n'est en effet pas le seul phénomène susceptible d'avoir une influence sur la productivité primaire nette d'un écosystème : les dépôts d'azote sur les continents industrialisés et la variabilité climatique peuvent aussi contribuer à moduler la séquestration de carbone dans la biosphère continentale [Cannell, 1999]. Des études de modélisation récentes [McGuire et al., 2001] indiquent que les effets des trajectoires climatiques et de leur variabilité durant le siècle passé sont peu clairs : selon le modèle de biosphère utilisé, ces effets se traduisent soit par un puits ou par une source de carbone additionnelle vers l'atmosphère. De la même manière, une varia-

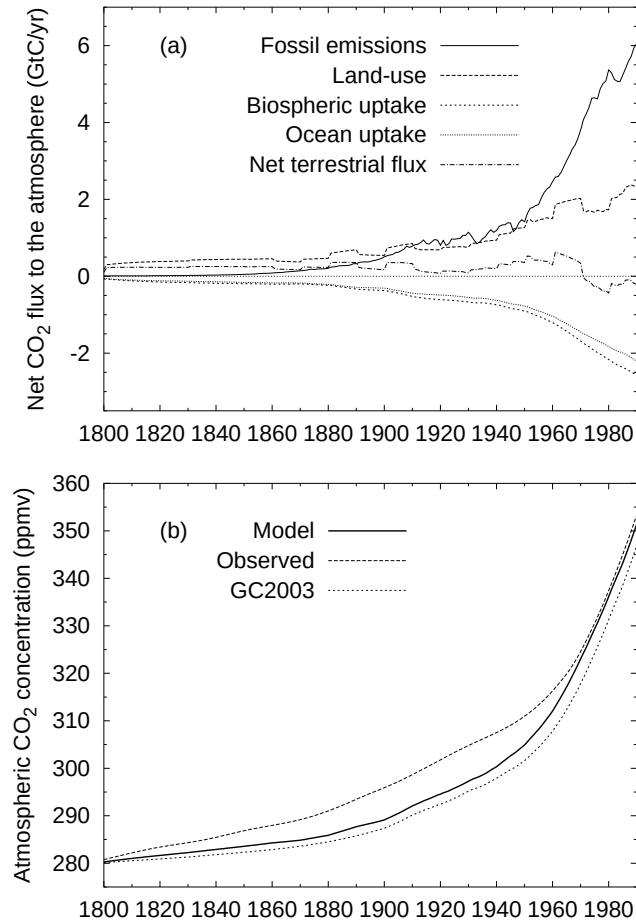


FIG. 4.9: (a) Variations modélisées du budget carbone historique. (b) Concentration atmosphérique de CO₂ modélisée et observée entre 1800 et 1990. GC2003 : version du modèle ne faisant pas intervenir 456 Mha de transitions (1700-1990) de forêts en pâturages [Gitz et Ciais, 2003].

	moy. 1980-1989 (GtC/an)		bilan 1850-1998 (GtC)	
	OSCAR	IPCC	OSCAR	IPCC
Augm. du CO ₂ atm.	3,28	3,3 ± 0,1	153	160
Emissions fossiles	5,45	5,4 ± 0,3	268	270 ± 30
Puits océanique	-2,03	-1,9 ± 0,6	-115	-120 ± 50
Flux air-terre	-0,18	-0.2 ± 0.7	26	26 ± 60
<i>réparti comme suit</i>				
Usage des sols	2,21	1,7 (0,6 à 2,5)	161	136 ± 55
Puits terrestre	-2,39	-1,9 (-3,8 à 0,3)	-135	-110 ± 80

TAB. 4.4: (gauche) Bilan carbone moyen pour la période 1980-1989 et, (droite) Flux cumulés dans notre modèle et selon les estimations de l’IPCC-TAR et de l’IPCC-SRLULUCF. Par convention, les sources sont positives et les puits sont négatifs.

tion de la circulation océanique, non prise en compte dans le modèle, peut expliquer la différence de courbure. Il est aussi finalement possible que tant les calculs de Houghton que les nôtres pour l’estimation de la source liée au changement d’usage des terres, conduisent à la sous-estimer sur la période 1800-1970, ce que de nouvelles estimations faites par *Houghton* [2003] et *House et al.* [2001] suggèrent.

4.2.3.2 Biosphère

Durant la décennie 1980, la biosphère d’OSCAR est presque neutre (puits de 0,18 GtC/an), indiquant que les émissions dues au changement d’usage des terres sont approximativement équilibrées par une séquestration dans la biosphère à d’autres endroits. Ce résultat est en accord avec l’IPCC-TAR pour les années 1980, mais pas pour les années 90, durant lesquelles la biosphère s’avère en réalité être un puits plus fort [*Prentice*, 2001]. En fait, le renforcement observé des puits continentaux dans les années 1990 (voir Fig 1.4, page 37) est la conséquence d’effets de variabilité climatique, notamment liés aux effets climatiques du refroidissement de l’hémisphère Nord par l’éruption du Mont Pinatubo en 1991 [*Dutton et Christy*, 1992], un effet qui n’est pas présent dans notre modèle.

Concernant les bilans cumulés, notre modèle donne des changements de stocks depuis l’ère pré-industrielle en très bon accord avec ceux du rapport spécial de l’IPCC sur les changements d’affectation des terres et la foresterie [*Bolin et Sukumar*, 2000], restant dans leurs “barres d’erreur”, un résultat qui est bien sûr dépendant de notre paramétrisation du facteur β . Cependant, il est remarquable, quoique fortuit, que notre paramétrisation du facteur β , calée sur la vitesse d’augmentation du CO₂ atmosphérique entre 1970 et 1990, donne un résultat extrêmement satisfaisant pour les flux cumulés sur la période historique. Nous étudierons plus loin (Chap. 5) la sensibilité des

sorties du modèle à une variation de β .

4.3 Scénarios futurs d'usage des terres et flux de carbone associés

4.3.1 Changement d'affectation des terres

Les changements d'aires passés et résultant du scénario A2 d'IMAGE pour le futur, sont montrés Figure 4.10a-c. Les valeurs numériques des aires des biomes d'OSCAR, par région, sont données Table 4.5, pour les années 1700, 1990 et 2100 (futur aussi selon le scénario A2).

4.3.1.1 Période passée

Les données de Houghton d'évolution des surfaces entre 1700 et 1990 sont retracées pour le globe dans la partie gauche de la Figure 4.10. La comparaison des Figures 4.10b et 4.10c indique que, globalement, les prairies naturelles et les forêts ont contribué de manière équivalente à la constitution de terres agricoles par le passé. En comparaison, la perte forestière vers les pâturages est de moindre amplitude (Figure 4.10a), sauf en Amérique du Sud, où cette transition était significative durant les années 60, avec des taux de conversion atteignant $3,5 \text{ Mha an}^{-1}$. Dans le passé récent, la déforestation vers l'agriculture a pris place principalement dans les régions tropicales (ASIA et ALM), tandis que le labourage des prairies a principalement eu lieu en zone tempérée (OCDE et REF), par exemple, la conversion des grandes plaines des USA à l'agriculture entre 1850 et 1930, à des taux entre 1,2 et $1,8 \text{ Mha an}^{-1}$. En 1950, il y a eu un pic de perte de prairies correspondant au lancement d'un programme massif de grandes cultures dans l'ex-URSS, à des taux aussi élevés que $5,7 \text{ Mha an}^{-1}$. Depuis 1950, l'abandon de terres agricoles en Europe, ex-URSS et aux USA, ajoutés à des programmes d'afforestation en Chine entre 1950 et 1980 (à des taux de 1,4 à $2,4 \text{ Mha/an}$), ont compensé d'environ 50% la perte due à la déforestation en Amérique Tropicale et Asie Tropicale.

4.3.1.2 Période future

Le scénario A2 est marqué par une forte augmentation de la population dans les pays en développement, mais avec une faible progression du commerce et des relations entre régions, avec l'effet, pour l'Afrique, de devoir trouver sur place des terres arables, en convertissant une grande partie des savanes et forêts, comme montré sur les courbes de la Figure 4.10b. Au contraire, en région tempérée (OCDE et REF), le scénario A2 prévoit une expansion des forêts sur les prairies entre 2020-2070 (69 Mha). Dans

Année	OCDE			REF		
	1700	1990	2100	1700	1990	2100
forêts tempérées	600	530	419	212	145	157
forêts boréales	778	767	756	1249	1249	1249
forêts tropicales	52	44	34	-	-	-
cultures tempérées	-	243	544	-	211	310
cultures boréales	-	11	39	-	-	-
cultures tropicales	-	60	96	-	-	-
prairies tempérées	511	336	147	722	578	467
toundras	513	513	495	514	514	514
prairies tropicales et savanes	625	573	547	-	-	-

Année	ASIA			ALM		
	1700	1990	2100	1700	1990	2100
forêts tempérées	408	397	346	625	602	537
forêts boréales	114	114	114	61	61	61
forêts tropicales	455	269	88	1126	679	52
cultures tempérées	-	38	133	-	20	147
cultures boréales	-	-	-	-	-	-
cultures tropicales	-	186	499	-	315	1498
prairies tempérées	513	485	441	70	73	11
toundras	43	43	43	-	-	-
prairies tropicales et savanes	309	309	177	2308	2440	1885

TAB. 4.5: Aires des principaux biomes pour les quatre régions de l’IPCC, en 1700, 1990 et 2100, pour le scénario IPCC A2. Les surfaces initiales sont prises depuis CASA-SLAVE, les changements de surface historiques sont tirés de Houghton, et les changements de surface après 1990 sont tirés d’IMAGE 2.2. Unité : 10^6 ha

le cas du couple (agriculture-prairies), la restauration de prairies est quasi nulle dans le scénario A2 (Figure 4.10b). En 2100, dans ce scénario, forêts et savanes (prairies) contribueront de façon équivalente à la constitution de terres agricoles en zone tropicale, au rythme de 10 Mha an^{-1} convertis, pour le scénario A2. Les pics de transition forêts $\rightarrow$ cultures et prairies $\rightarrow$ cultures ont lieu entre 2000 et 2030, en raison d’une pic de croissance de la population dans cette période pour le scénario A2. Le scénario A2 est marqué, à terme (2100) par une quasi disparition des forêts tropicales, comme montré Table 4.5. Pour impressionnant qu’il peut paraître, un tel avenir “noir” pour les forêts tropicales n’en est pas, hélas, moins plausible [Houghton, 1994; Durand et al., 2003].

4.3.2 Flux de carbone résultant

La partie droite de la Figure 4.10 montre les flux de carbone résultant des changements d’aires donnés dans la partie de gauche. La période future est

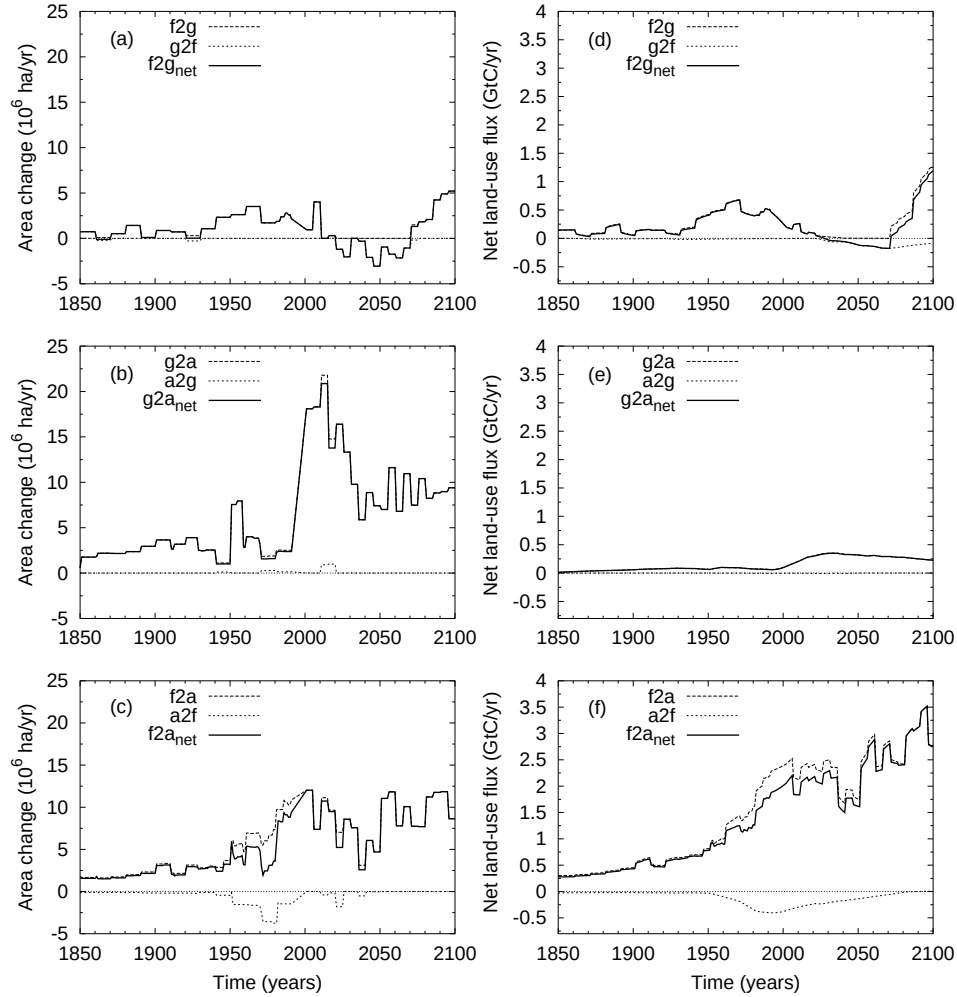


FIG. 4.10: **(gauche)** Changements d'affectation (surfaces) entre paires de biomes : (a) prairies-forêts; (b) prairies-cultures; (c) forêts-prairies. **(droite)** Flux nets de carbone afférents : (d) prairies-forêts; (e) prairies-cultures; (f) forêts-prairies. Les lignes pleines donnent les changements nets. Les lignes en pointillées et interrompues donnent les changements bruts, comme illustré Figure 4.5. La notation $x2y$ signifie “transition du biome x au biome y ”. Les changements de surface après 1990 ont été prescrits selon le scénario IPCC A2.

relative au scénario A2 de l'IPCC. En première approximation, l'évolution des flux suit l'évolution des changements de surface, mais est quelque peu lissée à cause des flux différés suivant une transition. Cet effet est bien visible Figure 4.10e pour la perte de carbone associée au labourage des prairies, et aussi Figure 4.10f pour le gain de carbone associé à l'abandon de terres agricoles ou à des programmes d'afforestation (entre 1950 et 2000). Pour des surfaces touchées similaires, on voit que la déforestation (Figure 4.10f) conduit à une source plus importante que le labourage des prairies (Figure 4.10d).

Globalement, la source liée au changement d'usage des terres est de 1,5 GtC an⁻¹ en 1950, et augmente jusqu'à 2,4 GtC an⁻¹ en 1990 (valeurs toutes deux légèrement supérieures à celles de Houghton), pour culminer à 4,2 GtC an⁻¹ en 2100. Le flux cumulé lié au changement d'utilisation des terres entre 1700 et 2000 (199 GtC, valeur légèrement supérieure à celle reportée dans l'IPCC-TAR) équivaut à 72% des émissions fossiles cumulées en 2000. En 2100, ce ratio des flux cumulés tombe à 25%, indiquant que, si les usages des terres ont été un facteur majeur de l'évolution historique du CO₂ atmosphérique, leurs effets, même s'ils restent significatifs, seront quantitativement dominés par ceux de la combustion d'énergie fossile durant le siècle prochain.

Nous voilà maintenant munis d'un outil pour explorer les conséquences atmosphériques, directes et indirectes, des changements d'usage des terres, ce qui est l'objet du chapitre suivant.

Annexe : description analytique du modèle

Chaque région de l'IPCC (indiquée par $k = 1..4$), est divisée en trois zones climatiques $l = 1..3$, à l'intérieur desquelles ont lieu des transitions entre trois types de biomes : forêts, cultures et prairies. La structure du modèle calculant les flux de carbone terre-atmosphère est identique pour chacun des 12 points de grille (k, l) ainsi définis. Nous donnons donc ici le formalisme générique pour un point de grille. L'ensemble des indices, variables et paramètres du module continental d'OSCAR est également repris Table 4.7, p. 192.

Dans un point de grille, nous définissons des cohortes (de pas de temps annuel) de terres en transition entre les trois types de biomes, jusqu'à ce que les terres en transition puissent être considérées comme "en équilibre" avec leur biome de destination. Trois "temps de retour à l'équilibre" sont donc définis : τ_f pour les nouvelles forêts, τ_a pour les terres nouvellement converties à l'agriculture, et τ_p pour les nouvelles prairies. Un biome en transition dans l'ultime classe d'âge τ_x , $x \in \{f, a, p\}$, rejoint l'année suivante la classe d'âge considérée "à l'équilibre", non perturbée, et notée u . En l'absence de mécanisme créant une augmentation de la NPP, le bilan carbone de ces surfaces indicées u est nul.

Evolution des surfaces

Soit $s_{x,\tau}$ l'aire du biome $x \in \{f, a, p\}$ dans la classe d'âge $\tau \in \{1, 2, \dots, \tau_x, u\}$. Nous notons $ds_{x2y}(t)$ la surface convertie durant l'année t du biome $x \in \{f, a, p\}$ vers le biome $y \in \{f, a, p\}$, $y \neq x$. Dans les équations qui suivent, y et z sont des éléments génériques de $\{f, a, p\}$, différents de $x \in \{f, a, p\}$, de telle sorte que $\sum_{y \in \{f, a, p\}, y \neq x}$ sera écrit $\sum_y$ par souci de simplicité. Entre t et $t + 1$, l'évolution des surfaces des différentes classes d'âge des biomes $x \in \{f, a, p\}$ est donnée par :

$$\begin{aligned} s_{x,1}(t+1) &= \sum_y ds_{y2x}(t) \\ \forall \tau \in [2, \tau_x], \\ s_{x,\tau}(t+1) &= s_{x,\tau-1}(t) \\ s_{x,u}(t+1) &= s_{x,u}(t) + s_{x,\tau_x}(t) - \sum_z ds_{x2z}(t) \end{aligned} \tag{4.4}$$

Les changements d'affectation des terres sont donc "gardés en mémoire" sur une période allant jusqu'à τ_x années après la transition, d'où le terme utilisé pour caractériser ce type de modèle ("book-keeping" ou "inventaire").

Evolution des stocks de biomasse

Soit $B_{x,\tau}(t)$ la biomasse résidente sur chaque surface $s_{x,\tau}$ de classe d'âge $\tau \in \{1, 2, \dots, \tau_x, u\}$, et $\eta_{x,\tau}$ la productivité primaire nette, fonction de la concentration de CO_2 atmosphérique $C(t)$:

$$\eta_{x,\tau}(t) = \eta_{x,\tau}^{t=0} \left(1 + \beta \log \frac{C(t)}{C(0)} \right) \quad (4.5)$$

où β est une valeur globale, comme $C(t)$. La mortalité est supposée être une fraction μ_x constante du stock de biomasse. L'évolution de $B_{x,\tau}(t)$ est donnée par les équations suivantes, où π est l'export de biomasse pour la consommation (agriculture et forêts).

$$\begin{aligned} B_{x,1}(t+1) &= (1 - \mu_x) \eta_{x,1} \left[\sum_y ds_{y2x}(t) \right] - \pi_{x,1}(t) \\ \forall \tau &\in [2, \tau_x], \\ B_{x,\tau}(t+1) &= (1 - \mu_x) \left[B_{x,\tau-1}(t) + \eta_{x,\tau} s_{x,\tau}(t+1) \right] - \pi_{x,\tau}(t) \\ B_{x,u}(t+1) &= (1 - \mu_x) \left[B_{x,\tau_x}(t) + \eta_{x,u} s_{x,u}(t+1) \right. \\ &\quad \left. + B_{x,u}(t) \left(1 - \frac{\sum_z ds_{x2z}(t)}{s_{x,u}(t)} \right) \right] - \pi_{x,u}(t) \quad (4.6) \end{aligned}$$

Typiquement, pour l'agriculture, $\pi_{a,t}$ est fixé de façon à ce que, à la fin de la période t , $B_{x,t}(t+1) = 0$, c'est à dire que toute la biomasse est soit récoltée, soit dirigée vers le sol. Ceci revient à faire l'hypothèse que toutes les cultures sont annuelles. Pour la forêt, $\pi_{f,t}$ est redirigé vers les réservoirs de produits du bois (voir plus loin). Mais, dans cette version d'OSCAR, nous avons fixé $\pi_{f,t} = \pi_{p,t} = 0$.

Evolution des stocks de carbone du sol

Le stock de carbone du sol $S_{x,\tau}(t)$ "suit" le changement de surface. Il est affecté par le changement d'affectation des terres. D'un part immédiatement après une transition, car une fraction α_{x2y} de la biomasse détruite pendant la transition $x2y$ est laissée sur place et dirigée vers le réservoir du carbone du sol. D'autre part de manière différée, parce que le taux de respiration $\delta_{x,\tau}$ du carbone du sol est modifié dans le nouveau biome, tout comme l'export annuel de biomasse vers le sol. L'évolution des cohortes de réservoirs de

carbone du sol est donnée par :

$$\begin{aligned}
S_{x,1}(t+1) &= (1 - \delta_{x,1}) \left[\sum_y \left(\alpha_{y2x} B_{y,u}(t) + S_{y,u}(t) \right) \frac{ds_{y2x}(t)}{s_{y,u}(t)} \right. \\
&\quad \left. + \mu_x \eta_{x,1} \sum_y ds_{y2x}(t) \right] \\
\forall \tau \in [2, \tau_x], \\
S_{x,\tau}(t+1) &= (1 - \delta_{x,\tau}) \left[S_{x,\tau-1}(t) + \mu_x [B_{x,\tau-1}(t) + \eta_{x,\tau} s_{x,\tau}(t+1)] \right] \\
S_{x,u}(t+1) &= (1 - \delta_{x,u}) \left[S_{x,\tau}(t) + S_{x,u}(t) \left(1 - \sum_z \frac{ds_{x2z}(t)}{s_{x,u}(t)} \right) \right. \\
&\quad \left. + \mu_x \left(B_{x,\tau_x}(t) + \eta_{x,u} s_{x,u}(t+1) \right. \right. \\
&\quad \left. \left. + B_{x,u}(t) \left(1 - \frac{\sum_z ds_{x2z}(t)}{s_{x,u}(t)} \right) \right) \right] \quad (4.7)
\end{aligned}$$

Evolution des réservoirs de produits du bois

Lors de la déforestation, une fraction ω_{f2y}^{10} (resp. ω_{f2y}^{100}), $y \in \{a, p\}$ de la biomasse forestière détruite et non laissée sur place est récoltée et dirigée vers un réservoir de bois W^{10} (resp. W^{100}) de 10 ans (resp. 100 ans) de temps de décroissance exponentielle. S'y ajoutent le bois récolté éventuellement sur les forêts existantes. L'évolution du contenu-carbone est donnée par :

$$\begin{aligned}
W^{10}(t+1) &= \frac{9}{10} W^{10}(t) + \sum_y \omega_{f2y}^{10} (1 - \alpha_{f2y}) \frac{ds_{f2y}(t)}{s_{f,u}(t)} B_{f,u}(t) \\
W^{100}(t+1) &= \frac{99}{100} W^{100}(t) + \sum_y \omega_{f2y}^{100} (1 - \alpha_{f2y}) \frac{ds_{f2y}(t)}{s_{f,u}(t)} B_{f,u}(t) \quad (4.8)
\end{aligned}$$

Flux continentaux de carbone

Chaque année, sur chaque sous région, nous définissons ainsi une source "instantanée" $\phi_i(t)$ liée au changement d'affectation des terres, due à l'oxydation (brûlis) d'une partie de la biomasse lors de la perturbation.

$$\begin{aligned}
\phi_i(t) &= \sum_{y \neq f} (1 - \omega_{f2y}^{10} - \omega_{f2y}^{100}) (1 - \alpha_{f2y}) \frac{ds_{f2y}(t)}{s_{f,u}(t)} B_{f,u}(t) \\
&\quad + \sum_{(x,y), x \neq f, y \neq x} (1 - \alpha_{x2y}) \frac{ds_{x2y}(t)}{s_{x,u}(t)} B_{x,u}(t) \quad (4.9)
\end{aligned}$$

Une source "différée" $\phi_d(t)$ est définie comme la somme (i) du flux net résultant du déséquilibre entre la NPP et la respiration hétérotrophe sur les terres

en transition, sur l'ensemble des cultures, (ii) du flux provenant de l'oxydation des produits du bois, (iii) du flux provenant de l'oxydation (considérée immédiate car effectuée dans l'année) des récoltes agricoles :

$$\begin{aligned}\phi_d(t) = & \sum_{x=f,p} \sum_{\tau=1}^{\tau_x} (\delta_{x,\tau} S_{x,\tau}(t) - \eta_{x,\tau} s_{x,\tau}(t)) \\ & \sum_{\tau=1}^{\tau_{a,u}} (\delta_{a,\tau} S_{a,\tau}(t) - \eta_{a,\tau} s_{a,\tau}(t) + \pi_{a,\tau}(t)) \\ & + \frac{1}{10} W^{10}(t) + \frac{1}{100} W^{100}(t)\end{aligned}\quad (4.10)$$

Enfin, le “puits terrestre résiduel” $\phi_{au}(t)$ (terres non perturbées) est égal au bilan carbone des forêts et des prairies non perturbées :

$$\phi_{au}(t) = s_{f,u}(t) \eta_{f,u} - \delta_{f,u} S_{f,u}(t) + s_{g,u}(t) \eta_{g,u} - \delta_{g,u} S_{g,u}(t) \quad (4.11)$$

Module d'échange océan-atmosphère

Nous avons utilisé l'approche par fonction de réponse impulsionnelle [Joos *et al.*, 1996], pour le modèle HILDA, à température moyenne de surface constante $T_{oc} = 18,2$ °C. Le flux net océan-atmosphère $f_{as}(t)$ est calculé en résolvant le système de 3 équations (4.12-4.14) à trois inconnues $f_{as}(t)$, $\Delta\Sigma(t)$ (excès de carbone inorganique dissous) et $\Delta C_s(t)$ (excès de CO₂ dissous), étant donné que la concentration atmosphérique au début de la période $\Delta C(t)$ est connue. La notation Δ signifie que la variable est exprimée en différence par rapport à sa valeur dans l'état pré-industriel, où la concentration atmosphérique de CO₂ est fixée à 280 ppm. L'excès de carbone inorganique dissous, $\Delta\Sigma$ (en $\mu\text{C/kg}$), relativement à l'état d'équilibre pré-industriel dans l'océan est donnée par :

$$\begin{aligned}\Delta\Sigma(t) &= \frac{c}{h} \sum_{t'=t_0}^t f_{as}(t') r_s(t-t') \\ &= \frac{c}{h} f_{as}(t) r_s(0) + \underbrace{\frac{c}{h} \sum_{t'=t_0}^{t-1} f_{as}(t') r_s(t-t')}_{\text{dépend de } t' < t}\end{aligned}\quad (4.12)$$

où $h = 75$ m est la profondeur de la couche de surface de l'océan en mètres, $c = 1,722 \times 10^{17} \mu\text{mol/kg}$ est un facteur de conversion et $f_{as}(t)$ est le flux net air-mer par unité de surface (en $\text{ppm an}^{-1}\text{m}^{-2}$) :

$$f_{as}(t) = k_g(\Delta C(t) - \Delta C_s(t)) \quad (4.13)$$

où $k_g = 1/9,06 \text{ an}^{-1}\text{m}^{-2}$ est un coefficient d'échange, ΔC est la concentration atmosphérique en CO_2 et ΔC_s est la concentration de CO_2 dissous dans l'océan de surface en ppm, les deux dernières quantités étant exprimées en différence de l'état pré-industriel.

Dans les eaux de surface, l'équilibre chimique entre le carbone inorganique dissous $\Delta\Sigma$ et l'excès de concentration de CO_2 est donné par :

$$\begin{aligned}\Delta C_s(t) = & (1,5568 - 1,3993 \times 10^{-2} T_{oc}) \Delta\Sigma(t) \\ & + (7,4706 - 0,20207 T_{oc}) \times 10^{-3} (\Delta\Sigma(t))^2 \\ & - (1,2748 - 0,12015 T_{oc}) \times 10^{-5} (\Delta\Sigma(t))^3 \\ & + (2,4491 - 0,12639 T_{oc}) \times 10^{-7} (\Delta\Sigma(t))^4 \\ & - (1,5468 - 0,15326 T_{oc}) \times 10^{-10} (\Delta\Sigma(t))^5\end{aligned}\quad (4.14)$$

La fonction de réponse $r_s(u)$ du modèle HILDA gouverne le transport du carbone inorganique dissous dans la couche de surface vers l'océan profond :

$$\begin{aligned}\forall u \in [0, 2] \\ r_s(u) = & 0,12935 + 0,21898 \exp(-u/0,034569) \\ & + 0,17003 \exp(-u/0,26936) \\ & + 0,24071 \exp(-u/0,96083) \\ & + 0,24093 \exp(-u/4,9792) \\ \forall u \in [2, +\infty] \\ r_s(u) = & 0,022936 + 0,24278 \exp(-u/1,2679) \\ & + 0,13963 \exp(-u/5,2526) \\ & + 0,089318 \exp(-u/18,601) \\ & + 0,037820 \exp(-u/68,736) \\ & + 0,035549 \exp(-u/232,30)\end{aligned}\quad (4.15)$$

La Table 4.6 liste les variables et paramètres du module océanique d'OSCAR.

Evolution du compartiment atmosphérique

Au total, l'évolution du CO_2 atmosphérique entre t et $t + 1$ (un an), est donnée par :

$$C(t+1) - C(t) = E(t) - \phi_{as}(t) + \sum_{k=1}^4 \sum_{l=1}^3 (\phi_i^{k,l}(t) + \phi_d^{k,l}(t) - \phi_{au}^{k,l}(t))\quad (4.16)$$

où $E(t)$ sont les émissions fossiles de l'année t , et $\phi_{as}(t) = s_{oc} f_{as}(t)$ est le flux net global air-mer dans l'année t .

nom	description	valeur	unité
<i>paramètres</i>			
s_{oc}	aire de l'océan	$3,62 \times 10^{14}$	m^2
T_{oc}	température de l'océan de surface	18,2	$^{\circ}\text{C}$
$r_s(u)$	fonction de Green du transport oc.	voir texte	1
k_g	coefficient d'échange	1/9,06	$\text{an}^{-1}\text{m}^{-2}$
h	hauteur de la couche de mélange	75	m
c	coefficient de conversion d'unités	$1,722 \times 10^{17}$	$\mu\text{mol/kg}$
<i>variables</i>			
$\Delta\Sigma(t)$	excès de DIC	—	
$\Delta C_s(t)$	excès de CO_2 dissous	—	ppmv
$\Delta C(t)$	excès de CO_2 atm.	—	ppmv
$f_{as}(t)$	flux net air-mer par unité de surface	—	$\text{ppmv an}^{-1} \text{ m}^{-2}$

TAB. 4.6: Variables et paramètres du module océanique d'OSCAR, tiré de [Joos et al., 1996].

nom	description	domaine ou unité
<i>indices</i>		
t	temps	années
(k, l)	point de grille (module continental)	$(k, l) \in [1, 4] \times [1, 3]$
x	usage des terres	$x \in [f, a, p]$
τ	âge de la cohorte	$\tau \in [1, \dots, \tau_x, u_x]$
$\tau_x(k, l)$	durée de transition x	années
$u_x(k, l)$	classe d'âge d'équilibre du biome x	$u_x = \tau_x + 1$
<i>paramètres</i>		
$\eta(x, \tau, k, l)$	productivité primaire nette	tC/ha/an
$\mu(x, \tau, k, l)$	mortalité	1/an
$\delta(x, \tau, k, l)$	taux de respiration hétérotrophe	1/an
$\alpha_{f2y}(y, k, l)$	slash lors de la déforestation y	1
$\omega_{f2y}^{10}(y, k, l)$	partie de la récolte de bois à 10 de durée de vie	1
$\omega_{f2y}^{100}(y, k, l)$	partie de la récolte de bois à 100 de durée de vie	1
<i>commandes</i>		
$ds_{x2y}(k, l, t)$	chgt. de surface annuel de x vers y	Mha/an
$E(t)$	émissions fossiles globales	GtC/an
<i>variables</i>		
$C(t)$	CO ₂ atmosphérique	ppmv
$s(x, \tau, k, l, t)$	surface du biome $x(\tau, k, l, t)$	Mha
$B(x, \tau, k, l, t)$	biomasse du biome $x(\tau, k, l, t)$	GtC
$S(x, \tau, k, l, t)$	carbone du sol du biome $x(\tau, k, l, t)$	GtC
$W^{10}(k, l, t)$	réservoir produit du bois à 10 ans	GtC
$W^{100}(k, l, t)$	réservoir produit du bois à 100 ans	GtC
$\phi_i(k, l, t)$	flux nets terre-air immédiats liés au chgt. d'usage des sols	GtC/an
$\phi_d(k, l, t)$	flux nets différés terre-air liés au chgt. d'usage des sols	GtC/an
$\phi_{au}(k, l, t)$	flux nets air-terre sur les biomes non perturbés	GtC/an

TAB. 4.7: Variables et paramètres du module continental d'OSCAR.

Références

- Alcamo, J., E. Kreileman, M. Krol, R. Leemans, J. Bollen, J. van Minnen, M. Schaeffer, S. Toet, et B. de Vries, *Global change scenarios of the 21st century*, chap. Global modelling of environmental change : an overview of IMAGE 2.1, Appendix D : The terrestrial vegetation model, pp. 71–82, Pergamon, 1998.
- Balesdent, J., et A. Mariotti, Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundances, *Mass spectrometry of soils*, Marcel Dekker Inc., New York, 1996.
- Balesdent, J., et S. Recous, Les temps de résidence du carbone et le potentiel de stockage de carbone dans quelques sols cultivés français, *Canadian Journal of Soil Science*, 77, 187–193, 1997.
- Barrett, D. J., Steady state turnover time of carbon in the Australian terrestrial biosphere, *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4), 1–19, 2002.
- Bolin, B., et R. Sukumar, Ch. 1 – global perspective, *IPCC Special Report : Land Use, Land Use Change and forestry*, pp. 1–28, edited by R. T. Watson, I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo and D. J. Dokken, 2000.
- Bollen, J., et al., The IMAGE 2.2 implementation of the SRES scenarios : a comprehensive analysis of emissions, climate change and impacts in the 21st century, CD ROM publication 481508018, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 2001.
- Cannell, M. G., Relative importance of increasing atmospheric CO_2 , N deposition and temperature in promoting european forest growth, dans *Causes and consequences of accelerating tree growth in Europe*, édité par T. Karjalainen, H. Spiecker, et O. Laroussinie, EFI proceedings No. 27, 1999.
- Cao, M., et F. I. Woodward, Dynamic responses of terrestrial ecosystem carbon cycling to global climate change, *Nature*, 393, 1998.
- Clark, P. U., N. G. Pisias, T. F. Stocker, et A. J. Weaver, The role of the thermohaline circulation in abrupt climate change, *Nature*, 415, 863–869, 2002.
- Cramer, W. A., et al., Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO_2 and climate change : results from six dynamic global vegetation models, *Global Change Biology*, 7, 357–373, 2001.
- Durand, F., F. Halle, et N. Hulot, Forêts tropicales : C'est fichu, *Le Monde*, 18286, 1, 2003.
- Dutton, E. G., et J. R. Christy, Solar radiative forcing at selected locations and evidence for global lower tropospheric cooling the eruption of El Chichon and Pinatubo, *Geophysical Research Letters*, 19(23), 2313–2316, 1992.
- Enting, I. G., T. M. Wigley, et M. Heimann, Future emissions and concentrations of carbon dioxide : key ocean/atmosphere/land analyses, *Document de travail*, CSIRO, Div. Atmos. Res. Tech. Pap. 31, 1994.
- Fang, J., A. CHen, C. Peng, S. Zhao, et L. Ci, Changes in forest biomass carbon storage in china between 1949 and 1998, *Science*, 292, 2320–2322, 2001.

- Friedlingstein, P., Modélisation du cycle du carbone biosphérique et étude du couplage biosphère-atmosphère, Thèse de Doctorat, Institut d'aéronomie spatiale de Belgique, 1995.
- Friedlingstein, P., I. Fung, E. Holland, J. John, G. Brasseur, D. Erickson, et D. Schimel, On the contribution of CO₂ fertilisation to the missing biospheric sink, *Global Biogeochemical cycles*, 9(4), 541–556, 1995.
- Gitz, V., et P. Ciais, Amplifying effects of land-use change on atmospheric CO₂ levels, *Global Biogeochemical Cycles*, 17(1), 1–15, 2003.
- Goudriaan, J., et P. Ketner, A simulation study for the global carbon cycle including man's impact on the biosphere, *Climatic Change*, 6, 167–192, 1984.
- Goudriaan, J., J. J. R. Goot, et P. W. J. Uithol, Productivity of agro-ecosystems, *Terrestrial global productivity*, J. Roy and B. Saugier and H.A. Mooney (eds.), Academic Press, 2001.
- Guo, L. B., et R. M. Gifford, Soil carbon stocks and land use change : a meta analysis, *Global Change Biology*, 8, 345–360, 2002.
- Harrison, K. G., W. S. Broecker, et G. Bonani, The effect of changing land use on soil radiocarbon, *Science*, 262, 725–726, 1993.
- Heath, L. S., et J. E. Smith, An assessment of uncertainty in forest carbon budget prediction, *Environmental science and policy*, 3, 73–82, 2000.
- Houghton, R. A., The worldwide extent of land-use change, *BioScience*, 44(5), 305–313, 1994.
- Houghton, R. A., The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990, *Tellus*, 50B, 298–313, 1999.
- Houghton, R. A., Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land-use and land management, *Tellus*, 55(2), 378–390, 2003.
- Houghton, R. A., et J. L. Hackler, Carbon flux to the atmosphere from land-use change 1850-1990, *Document de travail*, ORNL/CDIAC, disponible à l'adresse <http://cdiac.esd.ornl.gov/epubs/ndp/ndp050/ndp050.html>, 2001.
- Houghton, R. A., D. L. Skole, C. A. Nobre, J. L. Hackler, K. T. Lawrence, et W. H. Chomentowski, Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the brazilian amazon, *Nature*, 403, 301–304, 2000.
- House, J. J., I. C. Prentice, M. Heimann, et R. A. Houghton, Uncertainties in the global terrestrial CO₂ sink, dans *Contributions of the MPI for Biogeochemistry to the 6th international CO₂-conference*, Sendai, Japan, 2001.
- IPCC, IPCC second scientific assessment report of climate change, Ed. James P. Bruce and Hoesung Lee and Erik F. Haites, Cambridge Univ. Press, 1996.

- IPCC, IPCC third scientific assessment report of climate change, *Ed. J.T. Houghton, Cambridge Univ. Press*, disponible à l'adresse http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/347.htm, 2001.
- Joos, F., Pages internet personnelles, www.climate.unibe.ch/~joos, 2002.
- Joos, F., M. Bruno, R. Fink, U. Siegenthaler, T. F. Stocker, C. L. Quere, et J. L. Sarmiento, An efficient and accurate representation of complex oceanic and biospheric models of anthropogenic carbon uptake, *Tellus*, 48B, 397–417, 1996.
- Manne, L., Changes in soil carbon storage after cultivation, *Soil Science*, 142(5), 279–288, 1986.
- Marland, G., T. Boden, et R. J. Andres, Global, Regional, and National fossil fuel CO₂ emissions, In *Trends : A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*, 2002.
- McGuire, et al., Carbon balance of the terrestrial biosphere in the twentieth century : Analyses of CO₂, climate and land-use effects with four process-based ecosystem models, *Global Biogeochemical Cycles*, 15(1), 183–206, 2001.
- Melillo, J. M., J. R. Fruci, et R. A. Houghton, Land-use change in the Soviet Union between 1850 and 1980 : causes of a net release of CO₂ to the atmosphere, *Tellus*, 40B, 116–128, 1988.
- Prentice, I. C., *IPCC third scientific assessment report of climate change*, chap. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide, pp. 183–237, Cambridge Univ. press, New York, 2001.
- Schimel, D., D. Alves, I. Enting, M. Heimann, F. Joos, D. Raynaud, et T. Wigley, *Climate Change 1995 : The science of climate change, contribution of WGI to the second assessment report of the IPCC*, chap. 2.1 : CO₂ and the global carbon cycle, pp. 76–86, Cambridge Univ. press, New-York, 1996.
- Skole, D., et C. Tucker, Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon : satellite data from 1978 to 1988, *Science*, 260, 1905–1910, 1993.
- Trumbore, S. E., E. A. Davidson, P. B. de Camargo, D. C. Nepstad, et L. A. Martinelli, Belowground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia, *Global Biogeochemical Cycles*, 9(4), 515–528, 1995.
- van Kooten, G. C., R. A. Sedjo, et E. H. Bulte, Yearbook of environmental and resource economics, 5 : *Tropical deforestation : issues and policies*, 2000.
- WBGU, The Accounting of Biological Sources and Sinks Under the Kyoto Protocol. Special Report of the German Advisory Council on Global Change, disponible à www.avi-bremerhaven.de/WBGU/wbgu_sn1998-engl.html, 1998.
- Wigley, T. M. L., Implications of recent CO₂ emission-limitation proposals for stabilization of atmospheric CO₂ concentrations, *Nature*, 390, 267–270, 1997.

Chapitre 5

Effet d'amplification du changement d'usage des terres sur le taux de CO₂ atmosphérique

“Certes, nous pouvons ralentir les processus déjà lancés, légiférer pour consommer moins de combustibles fossiles, replanter en masse les forêts dévastées... toutes excellentes initiatives, mais qui se ramènent au total, à la figure du vaisseau courant à vingt-cinq noeuds vers une barre rocheuse où immanquablement il se fracassera et sur la passerelle duquel l’officier de quart commande à la machine de réduire la vitesse d’un dixième sans changer de direction.”

[Michel Serres, 1989]

Sommaire

Introduction: carbone fossile et carbone biosphérique, deux car-	
bones?	198
5.1 Mécanisme et quantification de l'effet d'amplification lié	
à l'usage des terres	200
5.1.1 Description des expériences de modélisation	200
5.1.2 Effet d'amplification pour le scénario IPCC-SRES A2	202
5.1.3 Analyse de sensibilité de l'effet d'amplification	206
5.1.4 Contribution des différentes transitions à l'effet d'amplifica-	
tion dans le scénario IPCC A2	209
5.2 Effets d'inertie liés au changement d'usage des sols	210
5.3 Non-équivalence des émissions fossiles	
et des émissions de la biosphère terrestre	213
5.4 Compétition entre rétroactions climatiques	
et effets de l'utilisation des terres sur les niveaux de CO₂	
atmosphériques	214
5.4.1 Modèle OSCAR-climat	214
5.4.2 Quantification du double effet lié aux impacts climatiques et	
à l'usage des terres sur les taux de CO ₂ atmosphériques . . .	217
Conclusion	220
Références	223

Introduction : carbone fossile et carbone biosphérique, deux carbones ?

Le chapitre 2 nous a montré comment les politiques de séquestration ont été mises sur la table de négociation comme un moyen de relâcher l'effort sur les énergies fossiles. Une telle issue a reposé avant tout sur un principe d'équivalence "vu de l'atmosphère" entre tonnes émises via la déforestation et tonnes émises du réservoir fossile : pour le réservoir atmosphérique, et à un instant précis donné, une tonne injectée dans l'atmosphère par combustion d'énergie fossile équivaut à une tonne injectée parce qu'on brûle une forêt. La simplicité d'un tel principe n'a toutefois pas empêché la question des puits de devenir une "boîte de Pandore" diplomatique, tant il fut difficile de gérer dans un même cadre comptable la cohabitation de l'effort fossile et la participation de la forêt, sans remettre en question l'esprit initial de la convention sur le climat (Chap. 2). En particulier, (Chap. 3), il s'avère très difficile de trouver, s'appliquant aux filières forestières, un système à la fois réellement incitatif et sans effets pervers, qui puisse valoriser un *effort* marginal de séquestration dans les produits du bois ou dans la biomasse forestière, *au même titre* qu'un effort marginal d'abattement fossile.

Nous voulons maintenant revenir sur les fondements scientifiques de cette équivalence postulée entre carbone d'origine fossile et carbone d'origine biosphérique. En effet, n'avons nous pas, de manière abusive, transposé aux *processus* (sources et puits) une équivalence établie pour le *stock*¹ de CO₂ atmosphérique ?

Nous avons vu (Chap. 1) que le carbone fossile est hors du cycle naturel à l'échelle du siècle, tandis que la forêt est un réservoir "actif", absorbant continuellement du carbone, via la photosynthèse, et en rejetant par les canaux de la respiration autotrophe et hétérotrophe (Fig. 1.6, page 42), après que le carbone ait résidé pendant des temps divers dans les feuilles, les troncs, les racines, la matière organique en décomposition dans le sol, ou les organismes du sol. Etant donné un tel circuit, les conséquences atmosphériques des changements d'usage des terres risquent de résulter tant d'une perte de carbone des réservoirs continentaux que d'une modification de la réponse-carbone des écosystèmes (NPP et temps de résidence).

D'une manière générale, un écosystème se comporte comme un puits de carbone si les flux sortants par respiration hétérotrophe sont inférieurs aux flux entrants par photosynthèse. Or, en première approximation, la respiration hétérotrophe à un instant t donné est égale à la NPP produite à l'instant $t - \tau_{res}$, si τ_{res} est le temps de résidence du carbone dans l'écosystème [Thompson *et al.*, 1996]. Une des explications, à l'heure actuelle, de l'existence d'un *puits terrestre*, repose sur le fait que la productivité primaire nette $NPP(t)$, pour des raisons encore mal expliquées, *augmente*, sans que cela ne se traduise *immédiatement* par une augmentation du flux $R_h(t)$ respiré par voie hétérotrophe, le rattrapage ayant lieu avec un temps de retard. Typiquement, $R_h(t) \approx NPP(t - \tau_{res})$, si bien que si la NPP est croissante avec le temps, alors $NPP(t) - R_h(t) > 0$. Un tel déséquilibre des flux de photosynthèse de respiration conduit à une augmentation "mécanique" des stocks de carbone dans les écosystèmes. Cette capacité de séquestration est aujourd'hui très profitable au climat, puisque les écosystèmes continentaux absorbent à l'heure actuelle près du tiers du flux fossile annuel (Chap. 1).

Or, comme nous nous attacherons à le démontrer, les changements d'affectation des terres, principalement la conversion de forêts en cultures ou en pâturages, en plus de constituer une source importante de carbone, réduisent le temps de résidence du carbone dans les écosystèmes. En conséquence, le déséquilibre entre photosynthèse et respiration est réduit, ce qui limite l'excès de carbone immobilisé dans les écosystèmes concernés, avec, à terme, un effet probable sur l'atmosphère (Figure 5.1).

Nous voyons donc qu'il y a potentiellement deux voies par lesquelles le changement d'affectation des terres perturbe la concentration de CO₂ at-

¹Dans le sens où une molécule de CO₂ atmosphérique réagit de façon indifférente (hors effets isotopiques) aux processus géochimiques, quel que soit son réservoir *de provenance*.

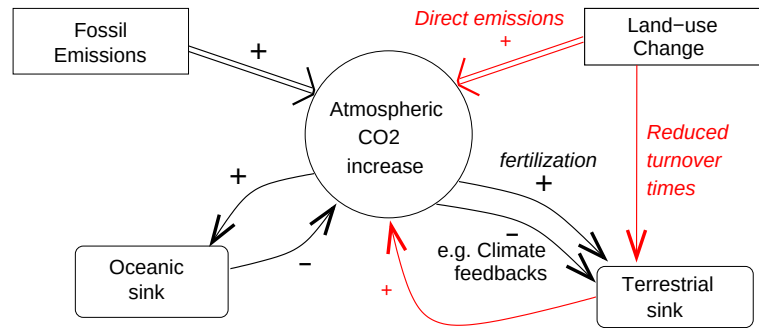


FIG. 5.1: Représentation conceptuelle des impacts directs et des rétroactions dans le cycle global du carbone.

mosphérique : un voie “directe”, par laquelle du carbone initialement stocké dans la biomasse et les sols est transféré à l’atmosphère, et une voie “indirecte”, par laquelle se trouve modifiée la réponse du nouvel écosystème à l’intérieur du cycle global du carbone. L’existence d’une telle voie indirecte fait que le carbone émis via la déforestation ne présente pas le même impact atmosphérique que le carbone d’origine fossile. Dans ce cas, il y aurait bien “deux carbones”, et nous pouvons donc anticiper le fait que modéliser de manière interactive le changement d’usage des terres avec le cycle du carbone, conduira à amplifier les niveaux futurs de CO₂ par rapport à ceux prédits par des modèles où la végétation est supposée non perturbée par les activités humaines (Fig 5.1)². Nous nous proposons dans ce chapitre de tenter une première évaluation de ce phénomène.

5.1 Mécanisme et quantification de l’effet d’amplification lié à l’usage des terres

5.1.1 Description des expériences de modélisation

Des études récentes de modélisation utilisant des modèles de circulation générale (GCMs) ont souligné l’existence de rétroactions positives entre le cycle du carbone et l’évolution du climat. Ces rétroactions induisent des concentrations de CO₂ atmosphériques encore plus élevées : le supplément

²Notons que l’action du climat sur le cycle du carbone est au sens strict une *rétroaction*, dans le sens où elle dépend du signal carbone. L’action du changement d’usage des terres n’est pas directement une rétroaction, car il ne dépend pas uniquement du CO₂ atmosphérique, mais, justement, également des conversions de surfaces. C’est pour cela que nous retenons le terme “amplification”, plutôt que rétroaction ou feedback.

de concentration atmosphérique lié à la rétroaction du réchauffement climatique sur le cycle du carbone peut atteindre de 80 à 200 ppm en 2100 [Friedlingstein et al., 2001, 2002; Cox et al., 2000]. Cependant, ces travaux, tout comme les projections actuelles de l'IPCC, ont traité les émissions de CO₂ induits par les changements d'usage des terres de manière identique aux émissions fossiles, les deux flux de CO₂ étant injectés dans l'atmosphère depuis un réservoir considéré comme inerte (ne réagissant pas avec le reste du cycle du carbone). Dans ces études, la source de carbone liée au changement d'affectation des terres est donc calculée “par ailleurs”, et la distribution de la végétation est soit supposée constante dans le temps [Friedlingstein et al., 2002], soit évoluant en réponse au changement climatique [Cox et al., 2000], mais pas aux usages des terres.

Nous allons maintenant utiliser notre modèle pour quantifier les effets directs et indirects du changement d'usage des sols sur le taux de CO₂ atmosphérique, tant pour le futur que pour la période historique. Premièrement, tout comme pour la combustion d'énergie fossile, l'impact évident des changements d'usages des sols, consistant principalement en la conversion de forêts vers des cultures ou vers des pâturages, est d'augmenter le taux de CO₂ atmosphérique, étant donné la perte de biomasse forestière et du carbone du sol lorsque des cultures sont progressivement établies sur d'anciennes forêts (Fig 4.10). Deuxièmement, et c'est le point important, nous montrons ici qu'un effet additionnel est présent, que nous appelons “amplificateur” (associé à l'usage des sols), qui conduit à une augmentation *supplémentaire* du CO₂ parce que la conversion de forêts en cultures, réduisant les temps de résidence du carbone dans le système plante-sol, a pour conséquence de diminuer la capacité globale de séquestration de la biosphère. Troisièmement, cette augmentation *additionnelle* est limitée parce que toute augmentation supplémentaire du carbone atmosphérique résultant de cet effet d'amplification stimule pour sa part la séquestration de carbone par les océans et les écosystèmes non perturbés sujets à la fertilisation par le CO₂. Pour révéler ces effets, nous avons effectué trois expériences numériques pour la période 1700-2100.

La première expérience, appelée E1, est une simulation standard du modèle, où les changements d'affectation des terres modifient la distribution de la végétation primaire, et où les flux sur les surfaces perturbées sont calculés interactivement avec les puits biosphériques sur les écosystèmes restants. Ainsi, l'expérience E1 contient tous les effets. La seconde expérience, E2, enlève l'effet lié à la réduction des temps de résidence présente dans E1. Dans E2, une source “changement d'usage des terres” identique à celle de E1 est injectée dans l'atmosphère, la distribution des biomes étant maintenue à son état d'origine pré-industriel. En d'autres mots, dans E2, les émissions du changement d'usage des terres sont traitées comme des émissions fossiles, comme dans les calculs de l'IPCC-TAR. Nous pouvons anticiper le fait que,

dans E2, les écosystèmes terrestres sont plus efficaces à absorber le CO₂ que dans E1, de façon que *in fine*, la concentration atmosphérique en CO₂ sera moindre. La troisième expérience, appelée E3, enlève la partie additionnelle des puits liée à l'augmentation supplémentaire du CO₂ atmosphérique dans E1, *due au traitement interactif du changement d'usage des terres*. Dans E3, le changement d'usage des terres prend place interactivement comme dans E1, mais l'océan et la biosphère terrestre fonctionnent *comme si* la trajectoire atmosphérique était celle de E2. Nous pouvons donc anticiper que dans E3, la concentration atmosphérique en CO₂ sera la plus élevée de toutes.

La différence E1-E2 rend compte de l'effet net d'amplification lié au changement d'usage des terres : elle montre comment la courbe de concentration atmosphérique en CO₂ de E2 est modifiée lorsqu'on inclut le traitement interactif du changement d'usage des terres. La différence E3-E2 évalue la borne supérieure de la sous-estimation du CO₂ atmosphérique futur calculé comme dans l'IPCC-TAR, lorsque nous écartons l'action stabilisatrice des puits océaniques et terrestres *à l'intérieur de l'amplificateur*.

5.1.2 Effet d'amplification pour le scénario IPCC-SRES A2

Nous nous proposons ici d'analyser les effets pour le scénario IPCC-SRES A2, avec des changements d'aires donnés par le modèle IMAGE 2.2 [Bollen *et al.*, 2001]. Le scénario A2 reflète un monde hétérogène avec de grandes disparités régionales de revenu et une forte croissance démographique dans certaines régions, conduisant à une plus forte exploitation des ressources naturelles que dans d'autres scénarios de l'IPCC [Nakicenovic *et Swart*, 2001]. Ce scénario prédit une perte de surface forestière de 1044 Mha entre 1990 et 2100, à comparer aux 929 Mha déjà perdus entre 1700 et 1990 selon Houghton (ces derniers chiffres incluant la conversion vers les pâturages et vers l'agriculture itinérante).

Pour le scénario A2, la concentration atmosphérique en CO₂ atteint 834 ppm en 2100 dans l'expérience "standard" E1, soit 62 ppm de plus que dans E2, où le changement d'usage des terres est traité comme une "source externe" de même nature que les énergies fossiles, et où la biosphère terrestre est maintenue à son état pré-industriel. D'un autre côté, dans l'expérience E3, la concentration atmosphérique en CO₂ en 2100 est plus élevée de 33 ppm par rapport à E1 (Figure 5.2).

5.1.2.1 Effet d'amplification net

L'effet d'amplification (E1-E2) constaté Figure 5.2 se traduit par la présence de 132 GtC supplémentaires dans l'atmosphère en 2100. Ce surplus s'explique par un puits biosphérique 22% plus faible dans E1 (de 169 GtC sur la période 1700-2100, 9% du stock pré-industriel), malgré un puits océa-

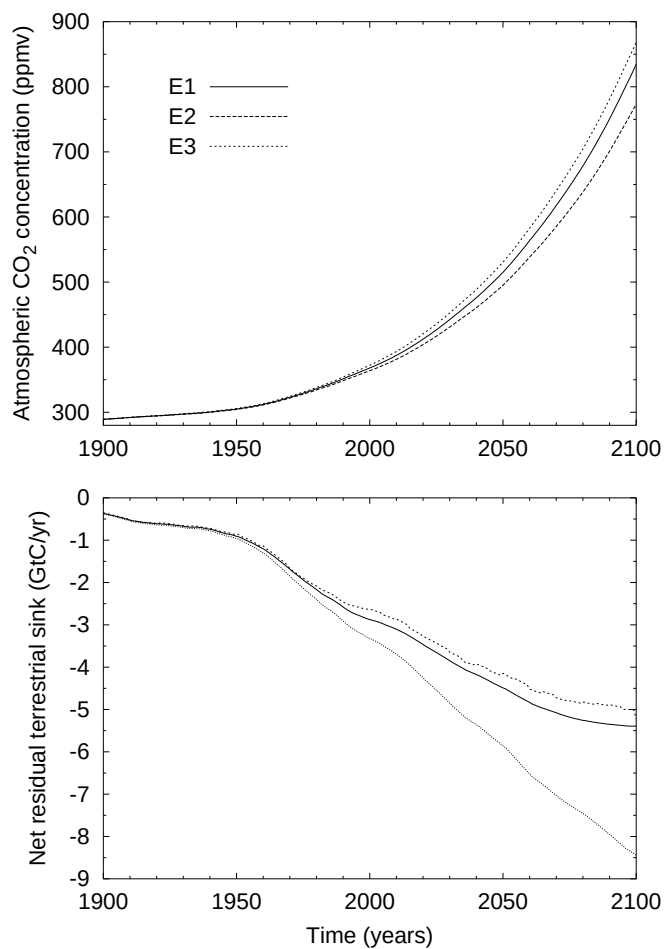


FIG. 5.2: (a) Trajectoires de CO₂ atmosphérique calculées en réponse aux émissions fossiles et au changement d'usage des sols (IPCC A2). E1 traite l'évolution de la couverture végétale de façon consistante avec le reste du cycle du carbone tandis que E2 prend l'hypothèse d'une carte de végétation restant à l'état pré-industriel, avec des émissions liées à l'usage des sols égales à celles de E1. (b) Puits terrestre résiduel sur les écosystèmes primaires non concernés par les changements d'usage des sols.

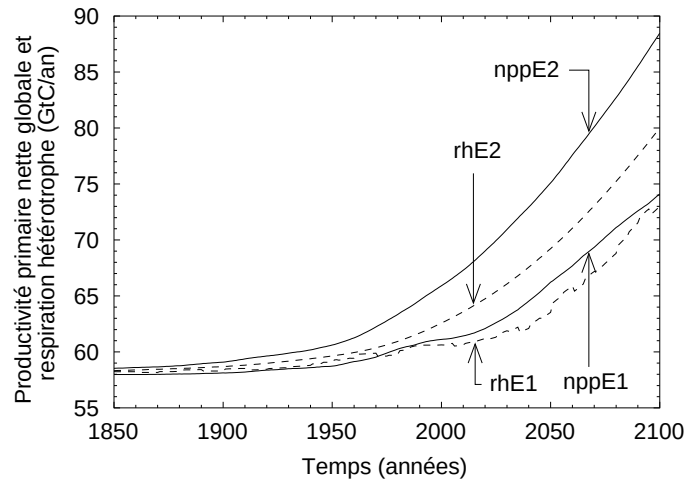


FIG. 5.3: Productivité primaire nette globale et respiration hétérotrophe pour le scénario IPCC A2, pour l'ensemble du globe, dans les deux expériences E1 et E2. La productivité primaire nette est entendue incluant celle des terres cultivées (pour E1). La respiration hétérotrophe est entendue incluant également la source instantanée liée à la déforestation et celle résultant de l'oxydation des récoltes agricoles et des produits du bois récoltés après déforestation.

nique plus fort (de 37 GtC sur la même période). En termes de flux, la force du puits terrestre en 2100 est de 8,4 GtC/an dans E2, pour 5,4 GtC/an seulement dans E1. Le différentiel d'efficacité de ce puits atteint donc 3 GtC/an, une quantité équivalente à près de la moitié des émissions fossiles actuelles. Le temps de résidence du carbone dans la biosphère (32,3 ans en 1700), est réduit à 28,1 ans en 2100 dans l'expérience E1, alors qu'il passe à 32,9 ans dans E2. La proportion de carbone dans la biomasse relative au total du carbone terrestre (36,0 % en 1700) diminue jusqu'à 32,0 % en 2100 dans E1, principalement parce que les cultures agricoles ne permettent pas la constitution de stocks importants de biomasse. Dans E2, cette fraction au contraire est portée à 37,3 % by 2100. Au niveau global, dans E1 comparativement à E2, il y a donc moins de carbone dans la végétation, et ce carbone y réside moins longtemps³.

La Table 5.1 résume le partitionnement du bilan carbone entre l'atmosphère, l'océan et les différents biomes pour les trois expériences. Comme

³Un tel résultat serait cependant susceptible d'être modifié par la prise en compte des rétroactions du climat sur le cycle du carbone : Joos *et al.* [2001] ont montré qu'une stabilisation à 1000 ppmv était susceptible d'entraîner (hors effets du changement d'usage des sols) une augmentation de la biomasse globale à l'équilibre de 600 GtC contre une perte de carbone du sol (et de litière) de 400 GtC, un résultat similaire à celui trouvé par McKane *et al.* [1995] dans le cas particulier des forêts tropicales (+5% pour les sols, +16% pour la biomasse à 700 ppmv). De tels effets seront étudiés section 5.4 de ce chapitre.

	<i>flux cumulés 1700-2100 (GtC)</i>				
	E1	E2	E3	E1-E2	E1-E3
Augmentation du CO ₂ atmos.	1181	1049	1262	132	-81
Emissions fossiles	1909	2390	1909	-481	0
Puits océanique	-616	-579	-579	-37	-37
Source nette terrestre	-112	-762	-68	650	-43
<i>répartie comme suit :</i>					
Changement d'aff. des terres	481	0	482	481	1
<i>dont</i> OCDE	37	0	37	37	
REF	5	0	5	5	0
ASIA	98	0	98	98	0
ALM	343	0	343	343	1
Puits terrestre	-593	-762	-550	169	-43
<i>dont</i> OCDE	-105	-122	-98	17	-8
REF	-52	-56	-48	4	-4
ASIA	-110	-146	-102	36	-8
ALM	-325	-437	-301	112	-24

TAB. 5.1: Quantification de l'effet d'amplification lié à l'usage des terres, en bilan cumulé 1700-2100, pour le scénario IPCC A2, pour les trois expériences de modélisation. Unités : GtC. Dans l'expérience E2, les émissions de l'usage des sols sont traitées comme des émissions fossiles, et sont donc incluses dans les totaux fossiles. Convention (y compris les différences E1-E2 et E1-E3) : sources positives et puits négatifs.

attendu, les régions à dominante tropicale (ASIA et ALM) bénéficient le plus d'être fixées à leurs surfaces pré-industrielles (E2). La région ALM seule rend compte pour 112 GtC du puits terrestre cumulé supplémentaire dans E2 (17 GtC seulement pour la région OCDE). La région boréale REF, quasiment non perturbée par le changement d'usage des sols, est celle présentant le plus petit effet : à l'intérieur de REF, les forêts boréales sont même moins efficaces à absorber le carbone dans E2 (-33,5 GtC sur la période 1700-2100) que dans E1 (-36,0 GtC) simplement à cause de la concentration atmosphérique en CO₂ réduite.

Il résulte de la Tab. 5.1 que les régions à dominante tropicales sont quasiment équilibrées en terme de flux net air-terre, en moyenne sur la période 1700-2100. ASIA est un puits de 12 GtC, tandis que ALM est une source de 18 GtC, signe que les régions tropicales hébergent un puits qui compense les pertes dues à la déforestation, un résultat que nous retrouvons en moyenne annuelle à l'heure actuelle [Malhi et Grace, 2000]. Finalement, sur la période 1700-2100, la biosphère, somme de la source liée au changement d'usage des sols et des puits à d'autres endroits, se comporte comme un puits net global plus faible dans E1 (cumulé -112 GtC) que dans E2 (cumulé -281 GtC), tandis que l'océan est plus efficace dans E1 (puits de 616 GtC) que dans E2

(puits de 579 GtC).

Globalement, sur la période 1700-2100, le flux net terre-air, somme de la source liée au changement d'usage des terres et des puits à d'autres endroits, est donc nettement inférieur au puits océanique net.

5.1.2.2 Effet d'amplification maximal

Dans E1, comparativement à E2, la biosphère terrestre "primaire" est progressivement pillée, mais la partie restante et les océans sont de leur côté stimulés par le CO₂ atmosphérique. La différence E3-E1 quantifie ce rôle compensateur des puits à l'intérieur de l'effet d'amplification net. Dans E3, tout se passe comme dans E1, à l'exception du fait que l'océan et la biosphère terrestre réagissent à une concentration "virtuelle" de CO₂ qui est celle de E2. Donc, dans E3, la biosphère ne profite pas du surplus de CO₂ atmosphérique trouvé en E1, *lié au traitement interactif de l'usage des terres*. En termes de flux cumulés, ceci se traduit par un surplus de 43 GtC séquestré dans les écosystèmes terrestres dans E1 par rapport à E3 (Figure 5.2). Le puits océanique dans E3 est lui égal à celui de E2, étant calculé sur la même trajectoire de concentration atmosphérique en CO₂. E3-E2 rapporte la valeur maximale de l'effet d'amplification, égal à 96 ppm en 2100, qui pourrait être atteinte, si, comme envisagé par ailleurs [Bopp *et al.*, 2001, 2002], nous subissions un fléchissement du puits océanique dans les prochaines décades comparativement à nos calculs.

Il faut noter enfin que les effets d'amplification liés respectivement au changement d'usage des terres et à la rétroaction du climat sur le cycle du carbone ne sont pas nécessairement additifs, notamment en ce qui concerne la disparition des forêts tropicales. Dans des études climat-carbone, le changement climatique a un impact négatif sur la productivité des forêts tropicales primaires, causant leur dépérissement, et transformant l'Amazonie en une source nette de carbone [Cox *et al.*, 2000]. Si les changements d'usage des sols sont responsables d'une grande perte de forêts tropicales, comme dans le scénario A2, où la déforestation tropicale passée (resp. future) est égale à 646 (resp. 813) Mha, représentant 40% (resp. 50%) de l'étendue pré-industrielle de ces forêts (voir Table 4.5), alors la surface restante de forêts primaires assujettie au dépérissement d'origine climatique sera réduite d'autant. Nous étudierons plus loin ces effets croisés de la rétroaction climatique et du changement d'affectation des terres.

5.1.3 Analyse de sensibilité de l'effet d'amplification

5.1.3.1 Sensibilité aux paramètres clefs du module terrestre pour le scénario IPCC A2

D'une manière générale, comme décrit dans [Thompson *et al.*, 1996], la réponse d'un écosystème à une augmentation du taux de CO₂ atmosphé-

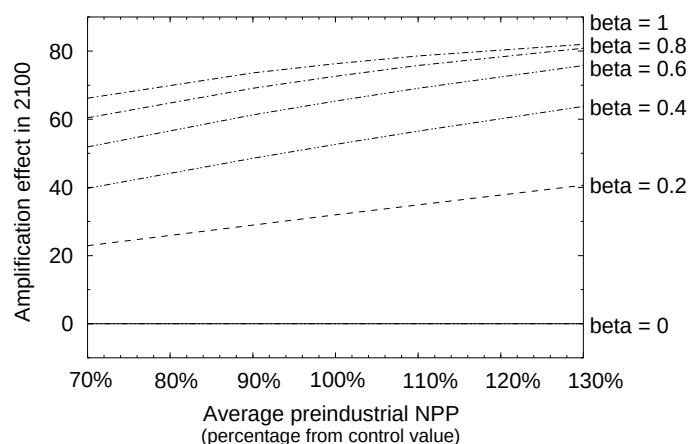


FIG. 5.4: Sensibilité de l'effet d'amplification à la NPP pré-industrielle moyenne et au facteur β , pour le scénario IPCC-A2.

rique dépend principalement de trois paramètres : le facteur β contrôlant l'augmentation de la productivité primaire nette (NPP), le temps de résidence du carbone dans la végétation et dans les sols, et la NPP initiale des biomes. C'est donc potentiellement le cas pour les effets (directs et indirects) des changements d'affectation des terres, et nous avons étudié la sensibilité de l'effet d'amplification à la NPP initiale et au facteur β , en prenant le scénario A2 comme illustration (Figure 5.4). L'effet augmente effectivement avec la NPP initiale moyenne de la biosphère, parce qu'une augmentation de la NPP "nominale" augmente la capacité de séquestration de la biosphère en réponse à une augmentation du CO_2 [Kicklighter *et al.*, 1999]. Une augmentation du temps de résidence pré-industriels du carbone dans la végétation et les sols produit un effet similaire [Gitz *et Ciais*, 2003].

5.1.3.2 Sensibilité aux hypothèses de croissance future de la productivité primaire nette pour le scénario IPCC A2

Telle qu'elle est modélisée, la productivité primaire nette est fonction du taux de CO_2 atmosphérique (fertilisation carbonée). L'ajustement du facteur- β contrôlant le taux d'augmentation de la productivité primaire nette a notamment permis de fermer le bilan carbone historique, mais il y a un biais potentiel à attribuer au CO_2 une telle augmentation de la NPP qui pourrait être liée à d'autres facteurs (dépositions azotées, effets climatiques, effets cachés des usages des sols⁴), et/ou qui ne pourrait pas persister dans le futur. Nous avons examiné la sensibilité de l'effet d'amplification dans

⁴En témoigne le débat entre Caspersen *et al.* [2000] et Joos *et al.* [2002] sur l'explication de l'augmentation des stocks forestiers aux USA par l'augmentation de la NPP versus l'usage des sols. Il ressort toutefois de l'argumentaire que nous ne pouvons pas exclure, à partir des données d'inventaires forestiers, une responsabilité significative de l'augmentation de la NPP à causer celle des stocks forestiers.

	CO ₂ atmosphérique (E1, 2100)	E1-E2	E3-E1
(texte)	834	62	34
(a)	985	11	7
(b)	946	29	11
(c)	973	16	9

TAB. 5.2: Sensibilité de l'effet d'amplification à différentes hypothèses relatives aux mécanismes créant une augmentation de la NPP. Unités : ppmv. (texte) Effet d'amplification avec la NPP fonction du CO₂, avec $\beta = 0,52$. (a) NPP historique comme dans (texte), mais pas d'augmentation de la NPP après 1990. (b) NPP historique comme dans (texte), et NPP augmentant linéairement avec le temps après 1990, l'incrément annuel étant égal à l'incrément annuel moyen 1900-1990. (c) Identique à (b) jusqu'en 2030, puis NPP constante après 2030 à sa valeur de 2030.

trois cas où l'augmentation future de la NPP n'est pas liée au taux de CO₂ atmosphérique. Dans le premier cas (a), la NPP de chaque biome est gardée constante après 1990. Dans le cas (b), la NPP augmente de façon linéaire avec le temps jusqu'en 2100, l'incrément annuel étant égal à l'incrément annuel moyen durant le XX^{ème} siècle, tel qu'il résulte de notre calibrage⁵. Un troisième cas est étudié (c), identique au cas (b) à l'exception du fait que la NPP est gardée constante après 2030 à la valeur qu'elle atteint à cette date. Les résultats sont montrés Table 5.2. L'effet d'amplification est réduit dans ces trois cas, mais la biosphère terrestre est aussi un puits beaucoup moins important que si le facteur β était "conservé". En conséquence, la fraction atmosphérique des émissions fossiles et de celles liées à l'usage des sols est plus élevée, et les niveaux absolus de CO₂ atmosphériques sont beaucoup plus élevés par rapport au cas où nous supposons un certain degré de fertilisation par le CO₂ dans le futur. Si, pour une raison ou une autre, la NPP des écosystèmes n'augmentait pas au siècle prochain (cas a), alors, certes l'effet d'amplification spécifiquement lié à l'usage des terres serait de second ordre, mais les niveaux de CO₂ atmosphérique seraient 150 ppm plus élevés qu'avec nos hypothèses initiales de fertilisation par le CO₂ et $\beta = 0,52$.

5.1.3.3 Sensibilité aux différents scénarios de l'IPCC

Nous comparons maintenant l'effet d'amplification pour les 4 différents scénarios IPCC A1F, A2, B1, B2 (Table 5.3). Les scénarios d'émissions ont été montrés Figure 4.10, page 183, avec nos calculs de la source liée au changement d'usage des sols. A1F possède la plus grande source cumulée (1700-2100) liée au énergies fossiles (2271 GtC), tandis que B1 présente la plus faible source fossile (1206 GtC). Du côté du changement d'affectation

⁵C'est-à-dire, chaque année, un accroissement de la NPP de $+0,0010049 \times NPP(t = 1700)$, soit environ 1 pour mille de la NPP pré-industrielle.

scénario IPCC	surface convertie (Mha)	flux cumulés (GtC)		CO ₂ en 2100 (ppmv)	effet net d'amplification (ppmv)
		usage des sols	fossile		
A1F	3543	80	2271	785	38
A2	4032	481	1909	834	62
B1	3593	33	1206	470	13
B2	3362	214	1370	569	26

TAB. 5.3: Effet d'amplification lié au changement d'usage des terres, pour différents scénarios de l'IPCC. La restauration de forêts réduit l'effet d'amplification, sans toutefois l'inverser à cause des effets d'inertie liés au cumul des changements passés.

des terres, nous calculons la plus grande source cumulée vers l'atmosphère pour les aires du scénario A2 (481 GtC) et la plus petite source pour B1 (33 GtC). Pour tous les scénarios, le niveau maximum du CO₂ atmosphérique est atteint en 2100, allant de 470 ppm pour B1 à 834 ppm pour A2. Ces chiffres reflètent premièrement les variations de consommation d'énergies fossiles selon le scénario considéré. L'effet d'amplification net (E1-E2) sur le CO₂ atmosphérique CO₂ est le plus fort pour A2 (62 ppm), le plus faible pour B1 (13 ppm). La diminution relative du puits terrestre cumulé (E1-E2)/E1 varie de -12% à -24% selon les scénarios.

Tous les scénarios, sauf A2, présentent la particularité d'arrêter la déforestation vers 2030, les changements d'usage des sols induisant un puits net après cette date, lié aux reboisements. Dans chaque scénario, le puits terrestre sur les écosystèmes primaires sature vers la fin du 21ème siècle, et diminue même pour A2, parce que l'augmentation du CO₂ atmosphérique décroît (Equations 4.1-4.3). Bien que comportant l'établissement de plantations massives, le scénario A1F présente un effet d'amplification de 32 ppm : ceci est dû au fait que les programmes de reboisement de ce scénario ne sont pas encore significatifs lorsque le taux de croissance du CO₂ atmosphérique est à son maximum, instant où la présence de forêts est la plus profitable pour l'atmosphère. En d'autres termes, pour que l'effet d'amplification soit amoindri par des reboisements, ces derniers doivent s'effectuer relativement tôt, avant que le signal atmosphérique soit important.

5.1.4 Contribution des différentes transitions à l'effet d'amplification dans le scénario IPCC A2

De manière à évaluer séparément le rôle de chaque transition (Figure 4.5a) dans l'effet d'amplification, nous avons effectué six expériences, dans lesquelles seul un type $x2y$ de transition était considéré sur l'ensemble de la période 1700-2100. Ces résultats sont comparés avec une simulation de contrôle, qui inclut toutes les transitions et avec une simulation "zéro", sans

aucune transition (Table 5.4).

La transition qui contribue le plus à l'effet d'amplification est la déforestation (*f2a* et *f2p*, 45 ppm) suivie par la conversion de prairies en cultures (*p2a*, 12 ppm). Ces conversions ont en commun le fait de réduire les temps de résidence du carbone dans la biomasse et les sols, en même temps que d'impliquer une perte de stock de carbone. Les trois autres transitions *a2f*, *a2p* et *p2f*, à l'opposé, jouent à limiter l'augmentation du CO₂. Donc, les pratiques qui augmentent les stocks de carbone ont un effet d'amplification jouant à la baisse : un effet de -9 ppm en 2100 est lié à la reforestation de terres agricoles, auquel s'ajoute un bonus de -5 ppm lié à l'effet d'amplification.

Il faut noter que les contributions relatives des transitions dépendent en premier lieu de leur importance quantitative en terme de surfaces concernées (passé et futur) à l'intérieur du scénario global. Ceci explique que *f2a* et *p2a* sont dominants, alors que *a2p* est essentiellement marginale (voir Table 5.4). Noter aussi que la somme des effets d'amplification de ces expériences individuelles (52 ppm) est inférieure à celle de l'expérience "contrôle" (62 ppm), car dans chaque expérience individuelle la concentration du CO₂ atmosphérique est moindre que dans l'expérience de contrôle où les sources sont maximales.

5.2 Effets d'inertie liés au changement d'usage des sols

Dans cette section, nous cherchons à séparer la contribution des changements passés *versus* celle des changements à venir, dans l'effet mesuré en 2100. Pour ceci, nous réalisons un ensemble spécial de simulations, où, pour la période 1700-1990, les changements d'usage des sols sont "normaux", mais, après 1990, avec une seule transition à la fois, ou toutes (contrôle) ou aucune (zéro). Toutes ces simulations "spéciales" sont notées avec le symbole "prime". Les résultats sont donnés Table 5.4b, en terme d'augmentation du CO₂ atmosphérique entre 1990 et 2100. Sous le scénario A2, la contribution des changements à venir (post-1990), obtenue par différence entre l'expérience zéro et l'expérience de contrôle, est de 114 ppm. Ceci indique que les changements d'usage des sols à venir, selon le scénario A2, contribuent pour 2/3 à l'effet net en 2100 (171 ppm).

Au contraire de ce qui se passerait si nous arrêtons d'émettre du carbone fossile, une interruption des conversions ne se traduit pas immédiatement par un arrêt de la source : celle-ci continuerait pour environ 30 ans de manière significative avant de tendre vers zéro. Les conséquences directes des changements passés (avant 1990) se traduiront inmanquablement par l'émission de 18 GtC sur le 21ème siècle, une quantité équivalente à 10 ans d'émissions

(a) 1700-2100					
transitions	(aire)	(flux)	E1	E2	E1-E2
f2a	1729	410	515	475	40
f2p	362	72	405	400	5
a2f	146	-32	371	376	-5
a2p	16	-0,25	383	383	-0
p2f	79	-10	381	381	0
p2a	1700	40	404	392	12
contrôle	4032	481	554	493	62
zéro	0	0	383	383	0
contribution 1700-2100	—	—	171	110	62

(b) 1990-2100					
transitions	(aire)	(flux)	E'1	E'2	E'1-E'2
f2a	987	261	454	411	43
f2p	139	45	380	357	22
a2f	21	14	368	348	20
a2p	10	18	369	349	20
p2f	74	9	367	346	21
p2a	1214	49	387	356	31
contrôle	2445	305	483	425	58
zéro	0	18	369	349	20
contribution 1990-2100	—	—	114	76	38

TAB. 5.4: Contribution séparée de chaque transition à l'effet d'amplification. (a) période 1700-2100. (b) période 1990-2100, étant donné des changements "contrôle" entre 1700 et 1990. Dans les cas "contrôle", toutes les transitions prennent place simultanément (comme dans *Houghton et Hackler* [2001], ou comme dérivé d'IMAGE 2.2). Dans la simulation "zéro", les transitions sont supprimées. (aire) : surface cumulée totale sujette à la transition (unité : 10^6 ha). (flux) : flux cumulé (usage des sols) en GtC. NB, tableau (b) : pour la période 1990-2100, toutes les simulations individuelles $x2y$ contiennent la "queue" de la simulation de contrôle appliquée entre 1700 et 1990 (18 GtC), de telle manière que la somme des contributions individuelles 1990-2100 est supérieure au run de contrôle. (1700-2100 contribution) est la différence entre contrôle et zéro entre 1700 et 2100 en ppm. (1990-2100 contribution) est la différence entre contrôle et zéro entre 1990 et 2100 en ppm. La différence E1 - E2 quantifie la part d'augmentation du CO_2 atm. dans E1 lié à l'effet d'amplification associé à la transition.

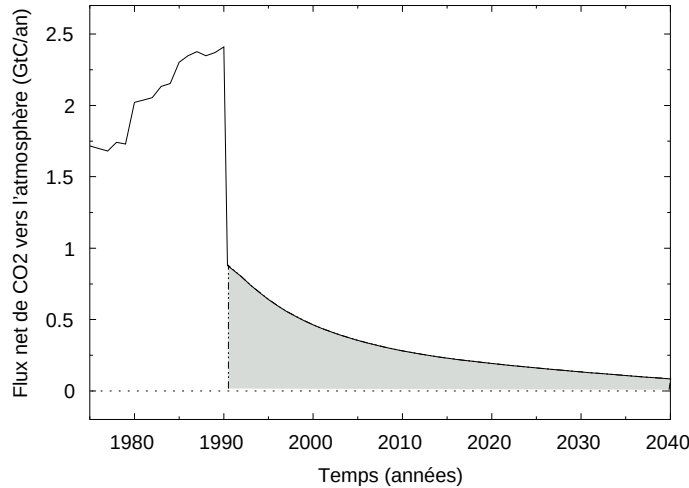


FIG. 5.5: Flux liés à l'usage des sols dans une expérience où plus aucun changement d'affectation n'intervient après 1990.

d'usage des sols aux taux actuels (Figure 5.5).

De manière tout à fait remarquable, la simulation “zéro”, montre un effet d'amplification de 20 ppm. Donc, même si nous stoppons aujourd'hui les activités de changements d'usage des sols, non seulement des émissions différées seraient responsables d'une source de 18 GtC sur le siècle (Table 5.4), mais également apparaîtrait un effet d'amplification dus aux changements passés : cet effet passe de 3 ppm actuellement à 20 ppm en 2100. En d'autres termes, sur les 62 ppm de l'effet net associé au scénario A2, 20 vont avoir lieu juste à cause des changements historiques. La raison est que les temps de résidence du carbone ont déjà diminué en 1990, ce qui se traduira dans le futur (quand les taux de CO_2 atmosphérique seront élevés) par une absorption de CO_2 par les écosystèmes terrestres réduite par rapport à ce qu'elle aurait été avec une biosphère “pré-industrielle”. Les changements futurs seront eux responsables d'un effet additionnel de 38 ppm.

Comme nous pouvons le voir Figure 5.2, la particularité de l'effet d'amplification est qu'il sera révélé dans le futur (58 ppm des 62 ppm), de manière tardive, après 2000, donc après que d'importants changements dans la biosphère aient déjà été effectués. En effet, l'amplitude d'un tel effet dépend du signal initial qui est le taux d'augmentation du CO_2 atmosphérique, propriété qui découle de l'adoption d'un facteur- β pour modéliser l'absorption biosphérique. C'est seulement quand le CO_2 atmosphérique a commencé à augmenter de manière significative qu'il s'avère préférable, pour limiter l'effet de serre, d'avoir conservé des forêts primaires (E2) plutôt que de les avoir déforestées (E1). Cet avantage lié à la préservation de forêts primaires sera conservé dans le futur tant que le CO_2 continue d'augmenter ou tant que des

Transitions	surface convertie	flux cumulé	CO ₂ atmosphérique (<i>ppmv</i>)		
1700 – 2100	<i>Mha</i>	<i>GtC</i>	E1	E2	E1-E2
contrôle	4032	481	554	493	62
zéro	0	0	383	383	0
Contribution de l’usage des terres			171	110	62

TAB. 5.5: Contribution du changement d’usage des sols à l’augmentation du CO₂ atmosphérique (IPCC A2). *Contrôle* est une prescription *normale* des transitions d’usage des sols, *zéro* signifie aucune transition. La responsabilité des changements d’affectation des terres dans l’augmentation du CO₂ atmosphérique en 2100 est 55% plus importante que celle d’une source fossile équivalente. L’amplitude de cette contribution additionnelle (62 ppm) est faible en relation à l’augmentation du CO₂ de ce scénario, mais non négligeable à l’intérieur de la contribution totale du changement d’usage des sols (171 ppm).

programmes de boisement ne sont pas mis en œuvre. En résumé, pour tous les scénarios, les effets du changement d’affectation des terres sont fonction, du taux d’augmentation du CO₂ atmosphérique, de l’état initial de la biosphère quand ce signal atmosphérique apparaît, et de la force des scénarios futurs de changement d’affectation des terres.

5.3 Non-équivalence des émissions fossiles et des émissions de la biosphère terrestre

L’effet d’amplification que nous voulons montrer est clairement lié à l’usage des sols : la simulation “zéro” annule la différence entre E1 et E2 en terme de signal atmosphérique (+383 ppm entre 1700 et 2100). Cette quantité équivaut à la contribution des émissions fossiles cumulées à l’augmentation de CO₂ atmosphérique durant cette période. A l’inverse, la contribution du changement d’usage des sols à l’augmentation du CO₂ atmosphérique sur la même période est de 171 ppm dans E1 et de 110 ppm dans E2 (différences entre les simulations “contrôle” et “zéro” dans E1 et dans E2). L’effet d’amplification de 62 ppm n’est donc pas négligeable en relation avec la contribution totale du changement d’usage des sols sur la période 1700-2100 (171 ppm).

La différence relative E2-E1/E2, atteignant 55% pour le scénario A2, prouve qu’une *GtC* de carbone émise via le changement d’usage des sols contribue en proportion plus à l’augmentation du CO₂ atmosphérique qu’une tonne de carbone émise depuis le réservoir fossile. Cet effet équivaut à augmenter la fraction atmosphérique des émissions fossiles cumulées en 2100 de 55 % (E2) à 61 % (E1), prouvant que les changements d’usages des sols conduisent à amplifier le taux de CO₂ atmosphérique en réponse aux

émissions fossiles et liées à l'usage des terres (Table 5.5). L'inspection des expériences E1 et E2 pour tous les scénarios indique que la fraction "airborne", définie comme le ratio de l'augmentation atmosphérique sur les émissions fossiles cumulées, est entre 6 et 8% plus grande quand les effets du changement d'usage des terres sont pris en compte (E1) que lorsqu'ils ne le sont pas (E2). Cet effet ne peut pas apparaître dans des modèles qui considèrent la biosphère non perturbée dans sa capacité de séquestration, et de ce fait traitent les émissions du changement d'usage des terres comme les fossiles. Ceci montre l'importance d'une approche intégrée pour traiter les flux du changement d'usage des terres et les concentrations atmosphériques futures de CO₂.

5.4 Compétition entre rétroactions climatiques et effets de l'utilisation des terres sur les niveaux de CO₂ atmosphériques

5.4.1 Modèle OSCAR-climat

Nous venons de quantifier les effets directs et indirects du changement d'usage des terres sur les taux de CO₂ atmosphériques. Mais, au sein du cycle global du carbone, il a été montré qu'une des principales rétroactions à l'œuvre venait de l'influence du changement climatique lui-même sur le fonctionnement du cycle du carbone (voir par exemple [Dufresne *et al.*, 2001]). Ces deux effets (rétroaction climatique et amplificateur liés à l'usage des terres) ont été étudiés séparément. L'effet d'amplification lié à l'usage des terres est démontré dans ce document même, alors que les premiers travaux concernant la rétroaction climatique sur le cycle du carbone furent étudiés dans des modèles beaucoup plus détaillés au niveau physique mais ne considérant pas la couverture de végétation perturbée par les changements d'affectation des terres [Cox *et al.*, 2000; Friedlingstein *et al.*, 2001].

Or, les deux effets étant du même ordre de grandeur, il est intéressant de savoir dans quelle mesure ils sont additifs, de quelle façon ils interagissent entre eux, et quels sont les conséquences atmosphériques du jeu cumulé du climat et de l'usage des terres.

Pour évaluer au premier ordre les conséquences climatiques sur le cycle du carbone, nous avons besoin d'une représentation de la réponse de la NPP à la température, de la réponse de la respiration des sols à la température, ainsi que d'un module climatique nous donnant l'évolution de la température sur les différentes régions en réponse à l'augmentation du CO₂ atmosphérique. Eventuellement, nous avons besoin d'un modèle nous indiquant les migrations de biomes en réponse aux nouvelles conditions climatiques. Ce dernier point est relativement ambitieux et nous l'écarterons pour l'instant.

Par contre, nous avons réalisé une version “climat” d'OSCAR, dans laquelle les températures régionales évoluent en fonction du CO₂, et dans laquelle la NPP et la respiration des sols réagissent à la température locale.

Le modèle OSCAR-climat est en tout point semblable à OSCAR, dont les équations ont été données en Annexe du Chap. 4. Nous ajoutons simplement une variable globale T_{glob} représentant la température moyenne sur les terres émergées, et quatre variables régionales T_{reg} , pour les différentes régions du modèle, représentant la moyenne des températures sur les points de grilles d'OSCAR. Nous modélisons la NPP en fonction non seulement du CO₂ atmosphérique, mais aussi de la température locale. La respiration hétérotrophe ρ est aussi fonction de la température, selon le formalisme classique faisant intervenir un facteur appelé Q_{10} . La température globale moyenne est modélisée croître avec le taux de CO₂ atmosphérique comme suit :

$$T_{glob}(t) = T_{glob}^{t=0} + \Delta T|_{2 \times CO_2} \frac{\log \left[\frac{CO_2(t)}{CO_2(0)} \right]}{\log(2)} \quad (5.1)$$

Les températures des 4 régions reg sont déduites de cette température globale en appliquant un “pattern” régional $\pi(reg, t)$ importé d'une simulation du modèle couplé de l'IPSL (CCM2), pour le scénario IPCC A2 :

$$T_{reg}(t) = \pi(reg, t) \times T_{glob}(t)$$

$\pi(reg, t)$ étant prescrit de la façon suivante en fonction de la moyenne annuelle $T_{reg, CCM2}(t)$ sur une région des températures de CASA-SLAVE, et de la moyenne globale $T_{glob, CCM2}(t)$ sur les terres émergées :

$$\pi(reg, t) = \frac{T_{reg, CCM2}(t)}{T_{glob, CCM2}(t)}$$

Les équations pour la NPP η et la respiration des sols ρ , sont mises à jour comme suit dans OSCAR-climat :

$$\eta(t) = \eta^{t=0} f_{reg}(< T >_{reg}(t)) \left[1 + \beta \log \frac{CO_2(t)}{CO_2^{t=0}} \right] \quad (5.2)$$

$$\rho(t) = \rho^{t=0} \times g_{reg}(< T >_{reg}(t)) \quad (5.3)$$

Les fonctions f_{reg} de sensibilité de la NPP à la température sont calées, région par région, sur CASA-SLAVE (Fig. 5.6). Typiquement, de manière absolue, il existe une température optimale $T_{opt, reg}$ pour les biomes, pour laquelle ce facteur est maximal : au-delà de $T_{opt, reg}$, la NPP décroît avec la température, en deçà de $T_{opt, reg}$, la NPP croît avec la température. A l'état pré-industriel, dans chaque région, $f_{reg}(< T >_{reg}^{t=0}) = 1$, comme nous pouvons le voir Fig. 5.6, en haut.

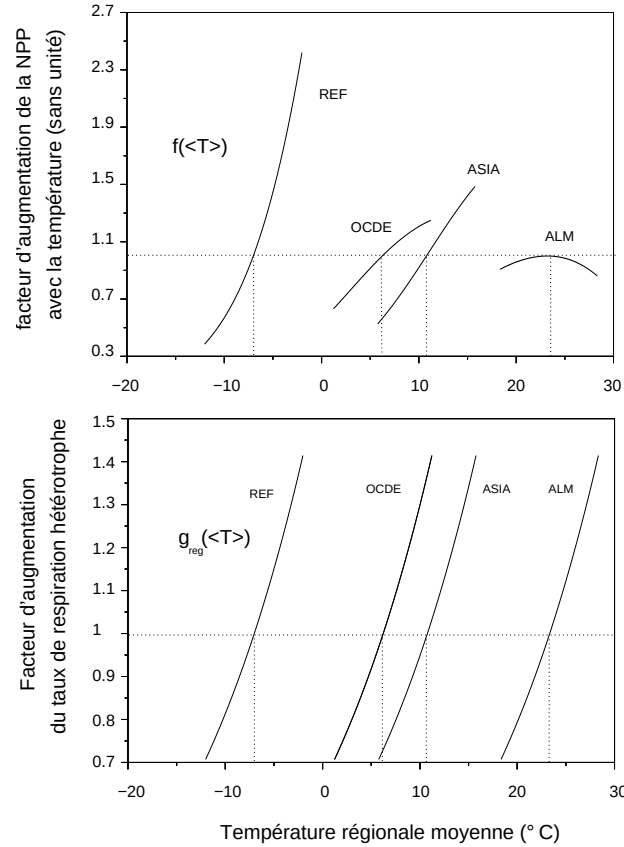


FIG. 5.6: Facteur multiplicatif de la NPP (en haut) et de la respiration hétérotrophe (en bas) en fonction de la température (pour ± 3 degrés autour de la température moyenne pré-industrielle de chaque région), pour différentes régions de l'IPCC, tel que résultant d'une moyenne régionale de CASA-SLAVE. Ce facteur vaut 1 dans les conditions pré-industrielles. Pour la NPP, Seule la région ALM est proche de l'optimum climatique à l'ère pré-industrielle : toute augmentation de la température moyenne dans cette région se traduit par une baisse de la NPP moyenne des biomes. En termes de NPP, toutes les autres régions "profitent" d'une augmentation de la température, la région la plus sensible étant la région REF pour lesquelles les températures pré-industrielles moyennes sont aussi les plus faibles. En terme de RH, dans OSCAR comme dans SLAVE, les sols de chaque région présentent localement, autour des climats locaux d'équilibre pré-industriel, une sensibilité identique à la température.

	Réponse climatique	
	climat constant	climat variable
Usage des terres exogène	E2	F2
Usage des terres interactif	E1	F1

TAB. 5.6: Descriptions des expériences croisées climat – usage des terres

Le facteur multiplicatif g_{reg} du taux ρ de respiration peut être représenté de façon analogue, par région et en fonction de la température régionale moyenne :

$$g_{reg}(< T >_{reg}) = Q_{10}^{\frac{< T >_{reg} - < T >_{reg}^{t=0}}{10}} \quad (5.4)$$

où $< T >_{reg}^{t=0}$ est la température moyenne des régions à l'état pré-industriel. Le calibrage résultant de CASA-SLAVE est montré Figure 5.6, en bas.

La façon dont répond l'océan est considérée pour l'instant indépendante du scénario climatique pour n'évaluer que les conséquences croisées des effets "climat" et "usage des terres" sur les écosystèmes continentaux et leurs conséquences atmosphériques.

5.4.2 Quantification du double effet lié aux impacts climatiques et à l'usage des terres sur les taux de CO₂ atmosphériques

Nous pouvons effectuer un second couple d'expériences, appelés F1 et F2, qui sont les équivalents de E1 et E2, mais à climat variable (voir Table 5.6). La Figure 5.7 montre les trajectoires de CO₂ atmosphérique dans les quatre expériences, tandis que l'évolution du puits terrestre est montrée Figure 5.8, pour le scénario IPCC-A2. Les résultats indiquent clairement que les effets climatiques et liés à l'usage des terres sont compétitifs, mais seulement en partie : le taux de CO₂ atmosphérique est encore plus élevé lorsque l'ensemble des effets sont pris en compte. La Table 5.7 résume l'impact atmosphérique attribuable à la rétroaction climatique et à l'effet d'amplification lié à l'usage des terres.

Le feedback climatique obtenu (+90 ppm) à climat variable, est très proche de celui présent de façon "native" dans le modèle de l'IPSL (80 ppm) [Friedlingstein et al., 2001, 2002]. Malgré les différences d'échelle des modèles, ceci s'explique par le fait que le paramétrage d'OSCAR (i) respecte les stocks de carbone moyens d'équilibre des différents biomes tel qu'il ressort de CASA-SLAVE (voir Annexe), et (ii) distingue des réponses différentes de la NPP à la température (Fig. 5.6) selon les régions : de telles réponses, même moyennées sur une surface aussi grande qu'un continent, font apparaître des situations de stress hydrique moyen différent en Afrique qu'en zone Boréale,

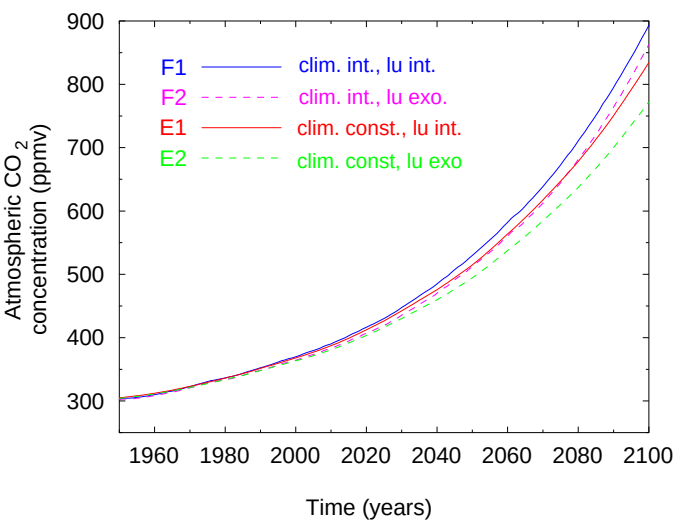


FIG. 5.7: Evolution du CO₂ atmosphérique dans les différentes expériences climat – usage des terres pour le scénario IPCC A2. La trajectoire la plus haute, F1, est celle où les deux effets jouent simultanément. La rétroaction climatique est plus importante sans effet lié à l’usage des terres (F2-E2) qu’avec (F1-E1), indiquant que les effets sont partiellement en compétition. Inversement, l’effet d’amplification spécifiquement lié au changement d’usage des terres est réduit si nous prenons en compte la réponse du climat (F1-F2) que lorsque ce dernier est considéré constant (E1-E2).

	CO ₂ atmosphérique (ppmv)		
	climat constant	climat variable	feedback climatique
Usage des terres exogène	772 (E2)	862 (F2)	90
Usage des terres interactif	834 (E1)	892 (F1)	58
Amplificateur usage des terres	62	30	120

TAB. 5.7: Impact atmosphérique attribuable au feedback climatique, à l’effet d’amplification lié au changement d’affectation des terres, et à la somme des deux effets (en bas à droite).

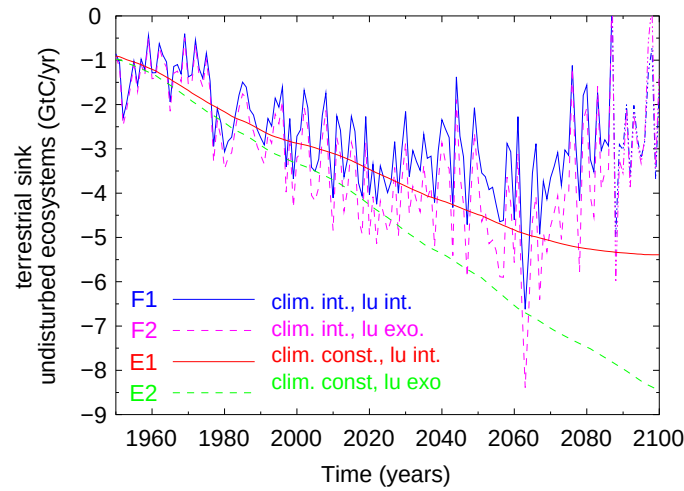


FIG. 5.8: Evolution du puits terrestre sur les écosystèmes primaires dans les différentes expériences climat – usage des terres pour le scénario IPCC A2. Les expériences E1 et E2, à climat constant, présentent une réponse “lissée”, tandis que les expériences à climat variable sont aisément reconnaissables puisqu’elles intègrent la variabilité climatique régionale du modèle de l’IPSL pour le scénario IPCC-A2 considéré. Le changement climatique réduit fortement le puits terrestre, surtout vers la fin du siècle, par rapport aux expériences à climat constant.

expliquant que les écosystèmes Africains ne “profitent pas” d’une hausse de température au contraire des écosystèmes boréaux.

Notons que la rétroaction climatique est diminuée lorsque l’usage des terres est modélisé comme dans OSCAR (F1-E1), un effet qui est absent du modèle de l’IPSL. De même, l’effet d’amplification lié à l’usage des terres est réduit, mais seulement partiellement, par les effet climatiques.

Par ailleurs, il est probable que les changements d’affectation des terres soient en compétition avec les rétroactions climatiques, par exemple pour supprimer les forêts tropicales, dans des modèles qui rendent compte de la migration ou de l’extinction des biomes suite à une modification des variables climatiques (précipitations, températures). Le modèle OSCAR, tout comme CASA-SLAVE, ne présente pas une telle caractéristique, la distribution des biomes n’étant pas affectée par le climat. Par contre, d’autres modèles, comme celui du Hadley Center [Cox *et al.*, 2000] modélisent explicitement les migrations des biomes. Dans de telles études, la rétroaction climatique sur le cycle du carbone est encore plus importante (200 ppm chez Cox *et al.* [2000] comparé à 80 ppm chez [Friedlingstein *et al.*, 2001, 2002], car le changement climatique a un impact négatif sur la fonction puits des forêts tropicales. Mais, à cause des changements d’usage des terres, l’étendue des forêts tropicales primaires vulnérables au changement climatique est

plus faible. C'est déjà vrai en 1990, puisque 646 Mha de forêts tropicales ont déjà été déforestées à cette date, un cumul représentant 40% de leur surface pré-industrielle. Une telle tendance est confirmée dans le scénario A2, dans lequel très peu de forêts tropicales subsistent à la fin du siècle : typiquement seulement 10% de leur étendue originelle (voir Table 4.5, p. 183). Dans ce cas, l'effet de la rétroaction climatique est partiellement remplacé par l'effet d'amplification lié à l'usage des terres.

Mais il est aussi possible que les écosystèmes en premier lieu affectés par le changement climatique ne soient pas trop concernés par les pressions anthropiques et le changement d'usage des terres : c'est le cas notamment pour les régions boréales, pour lesquelles la perte de carbone du sol est importante après réchauffement chez *Cox et al.* [2000] et chez *Friedlingstein et al.* [2001, 2002]. Globalement donc, en termes d'évolution des stocks de carbone continentaux et de l'augmentation corrélée du taux de CO₂ atmosphérique, les deux effets indirects liés au climat et à l'usage des terres, sont potentiellement additifs, au moins en partie. C'est ce que nous retrouvons ici, puisque la somme des deux effets interagissant produit des niveaux de CO₂ supérieurs aux cas où seul l'un d'entre eux agit. Au total, ce sont près de 120 ppm de plus dans l'atmosphère en 2100, par rapport à un modèle où le climat est constant et l'usage des sols est non-interactif, bien que ces modèles soient forcés, année par année, par des sources anthropiques identiques en volume.

Conclusion

Nous avons construit OSCAR, un "modèle réduit" du cycle global du carbone, destiné à l'étude des interactions entre l'usage des sols et les niveaux futurs et historiques de CO₂ atmosphérique. Ce modèle est certes plus simple que les modèles biosphériques spatialement explicites, car il ne découpe le monde qu'en de grandes régions, avec différents biomes à l'intérieur. Mais OSCAR est plus sophistiqué que les modèles utilisés par l'IPCC pour ce qui est de la modélisation des interactions entre le changement d'affectation des terres (entre forêts, cultures et prairies) et les niveaux de CO₂ atmosphériques. Le traitement des usages des sols permet de garder la trace du carbone qui transite dans les écosystèmes suite à une perturbation (conversion de forêts à l'agriculture par exemple), et d'évaluer la diminution afférente des temps de résidence du carbone dans la biosphère terrestre.

Le premier impact de la conversion de forêts en terres agricoles est l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO₂, à cause de la perte de biomasse et de carbone du sol en faveur de l'atmosphère. Cette augmentation continuera probablement dans les prochaines décennies, mais son amplitude est dépendante du scénario d'utilisation des terres envisagé. Nous avons

montré que, même si le principe de calcul qui passe des surfaces converties à des flux de carbone vers l'atmosphère est hautement incertain, cet effet de premier ordre est de surcroît amplifié par la diminution afférente des puits terrestres de carbone parce que, lorsque les cultures remplacent les forêts, le temps de résidence du carbone dans la biosphère décroît. Cet effet net n'a pas été pris en compte précédemment dans les évaluations de l'IPCC, et dépend du scénario prescrit, tant fossile que d'affectation des terres, ainsi que des paramètres internes au modèle, contrôlant les puits biosphériques et océaniques. Ces effets se traduisent par 20 à 70 ppm de plus dans l'atmosphère en 2100, un ordre de grandeur comparable aux rétroactions climat-carbone, obtenus par des études basées sur des GCMs [*Friedlingstein et al.*, 2001, 2002; *Cox et al.*, 2000], et sont partiellement compétitifs avec ce dernier type de rétroaction.

À première vue, les forêts primaires [*Schulze et al.*, 2000] et l'océan jouent à stabiliser l'augmentation des concentrations de CO₂ atmosphérique. En l'absence d'effets climatiques, il a été montré [*Chambers et al.*, 2001] que les forêts primaires pouvaient effectivement séquestrer de manière durable un afflux de carbone dû à une augmentation (même temporaire) de productivité. Nos résultats suggèrent, à leur tour, qu'il y a, au delà des effets non-carbone liés au maintien de la biodiversité [*Bruner et al.*, 2001] ou des effets économiques liés à la gestion soutenable des forêts et de l'éco-tourisme [*Kremen et al.*, 2000], un *double* bénéfice-carbone à conserver de grands stocks de carbone sous forme de forêts à l'état primaire, tant que ces écosystèmes sont capables de séquestrer du carbone atmosphérique : (i) cela limite la source liée à l'usage des sols [*Schulze et al.*, 2002] et (ii) cela préserve la capacité de séquestration de ces écosystèmes. Si l'absorption de carbone dans de telles forêts primaires ou dans les océans venait à saturer dans le futur, ou si elle était compromise par le changement climatique, alors l'effet additionnel d'amplification lié au changement d'usage des sols pourrait se traduire par 100 ppm supplémentaires dans l'atmosphère en 2100 (valeur obtenue lorsque le rôle compensateur des puits dans l'effet s'effondre). Des contre-mesures efficaces pour limiter l'augmentation du carbone atmosphérique lié à la conversion des forêts pourraient consister en la récolte des produits du bois lors des coupes forestières, et en l'augmentation des durées de vies des produits du bois, ainsi qu'en l'augmentation de l'export de biomasse agricole vers le sol [*Gitz et Ciais*, 2003].

Au final, l'effet d'amplification montré ici, suggérant que la conservation de forêts primaires, pour lesquelles la productivité primaire nette et les temps de résidence du carbone sont élevés, soit une stratégie efficace de mitigation de l'effet de serre, apporte un argument supplémentaire de l'inclusion de la conservation des forêts tropicales au sein du protocole de Kyoto, dont elles sont actuellement les grandes absentes (Chap. 2).

En l'absence d'une telle politique de préservation des forêts menacées

[Schulze *et al.*, 2003], nous avons vu que la fraction de la source fossile restant à terme dans l'atmosphère (*airborne fraction*) était susceptible d'augmenter. Sans politiques dédiées à une certaine maîtrise des usages des sols, ceux-ci sont donc à même d'avoir, en retour, une influence sur la contrainte pesant *in fine* sur le secteur fossile, par exemple en terme d'émissions compatibles avec un objectif donné de stabilisation, ce que nous allons voir plus spécifiquement dans le prochain chapitre.

Références

- Bollen, J., et al., The IMAGE 2.2 implementation of the SRES scenarios : a comprehensive analysis of emissions, climate change and impacts in the 21st century, CD ROM publication 481508018, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 2001.
- Bopp, L., P. Monfray, O. Aumont, J.-L. Dufresne, H. LeTreut, G. Madec, L. Terray, et J. C. Orr, Potential impact of climate change on marine export production, *Global Biogeochemical Cycles*, 15(1), 81–99, 2001.
- Bopp, L., L. Legendre, et P. Monfray, La pompe à carbone va-t-elle se gripper ?, *La Recherche*, (july-august), 48–51, 2002.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice, et G. A. da Fonseca, Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity, *Science*, 291, 125–128, 2001.
- Caspersen, J. P., S. W. Pacala, J. C. Jenkins, G. C. Hurtt, P. R. Moorcroft, et R. A. Birdsey, Contributions of land-use history to carbon accumulation in U.S. forests, *Science*, 290, 1148–1151, 2000.
- Chambers, J. Q., N. Higushi, E. S. Tribuzy, et S. E. Trumbore, Carbon sink for a century : intact rainforests have a long-term storage capacity, *Nature*, 410(6827), 429, 2001.
- Cox, P. M., R. A. Betts, C. D. Jones, S. A. Spall, et I. J. Totterdell, Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model, *Nature*, 408, 184–187, 2000.
- Dufresne, J.-L., P. Friedlingstein, L. Bopp, P. Ciais, L. Fairhead, H. LeTreut, et P. Monfray, Effects of climate change due to CO₂ increase on land and ocean carbon uptake, *Geophysical Research Letters*, 2001.
- Friedlingstein, P., L. Bopp, P. Ciais, J.-L. Dufresne, L. Fairhead, H. LeTreut, P. Monfray, et J. Orr, Positive feedback between future climate change and the carbon cycle, *Geophysical Research Letters*, 28(8), 1543–1546, 2001.
- Friedlingstein, P., J. Dufresne, P. Cox, et P. Rayner, On the magnitude of positive feedback between climate change and the carbon cycle, *Geophysical Research Letters*, 29, 2002.
- Gitz, V., et P. Ciais, Amplifying effects of land-use change on atmospheric CO₂ levels, *Global Biogeochemical Cycles*, 17(1), 1–15, 2003.
- Houghton, R. A., et J. L. Hackler, Carbon flux to the atmosphere from land-use change 1850-1990, *Document de travail*, ORNL/CDIAC, disponible à l'adresse <http://cdiac.esd.ornl.gov/epubs/ndp/ndp050/ndp050.html>, 2001.
- Joos, F., C. Prentice, S. Sitch, G. Hooss, G.-K. Plattner, S. Gerber, et K. Hasselmann, Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the IPCC emissions scenarios, *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4), 891–907, 2001.

- Joos, F., C. Prentice, et J. House, Growth enhancement due to global atmospheric change as predicted by terrestrial ecosystem models : consistent with us forest inventory data, *Global Change Biology*, 8, 299–303, 2002.
- Kicklighter, D. W., et al., A first-order analysis of the potential role of CO₂ fertilization to affect the global carbon budget : a comparison of four terrestrial biosphere models, *Tellus*, 51B, 343–366, 1999.
- Kremen, C., J. O. Niles, M. G. Dalton, G. C. Daily, P. R. Ehrlich, J. P. Fay, D. Drewal, et R. P. Guillery, Economic incentives for rain forest conservation across scales, *Science*, 288, 1828–1832, 2000.
- Malhi, Y., et J. Grace, Tropical forests and atmospheric carbon dioxide, *Trends in ecology and evolution*, 15(8), 332–347, 2000.
- McKane, R. B., E. B. Rastetter, J. M. Melillo, G. R. Shaver, C. S. Hopkins, , et D. N. Fernandes, Effects of global change on carbon storage in tropical forests of south america, *Global Biogeochemical Cycles*, 9(3), 329–350, 1995.
- Nakicenovic, N., et R. Swart, *IPCC Special Report on Emissions Scenarios*, chap. 4 : an overview of scenarios, Cambridge Univ. press., New-York, 2001.
- Schulze, E.-D., C. Wirth, et M. Heimann, Managing forests after Kyoto, *Science*, 289(5487), 2058–2059, 2000.
- Schulze, E. D., R. Valentini, et M. J. Sanz, The long way from Kyoto to Marrakesh : Implications of the Kyoto Protocol negotiations for global ecology, *Global Change Biology*, 8, 505–518, 2002.
- Schulze, E.-D., D. Mollicone, F. Achard, G. Matteucci, S. Federici, H. D. Eva, et R. Valentini, Making deforestation pay under the Kyoto Protocol?, *Science*, 299, 1669, 2003.
- Serres, M., Pollution, atmosphère et climat, *Colloque de Lassay, Paris 1989, Ed. Larousse*, pp. 50–61, 1989.
- Thompson, M. V., J. T. Randerson, C. M. Malmstrom, et C. B. Field, Change in net primary production and heterotrophic respiration : how much is necessary to sustain the terrestrial carbon sink?, *Global Biogeochemical Cycles*, 10(4), 771–726, 1996.

Chapitre 6

Dynamiques d'usage des sols et réévaluation de la contrainte sur les émissions fossiles

“Following the signing of the Climate Convention in Rio in 1992 and the subsequent conference in Kyoto [...], there is a pressing need to find out more about [...] uptake or release of CO₂ from the world’s ecosystems. This is central to understanding the relationship between antropogenic emissions of CO₂ and it’s atmospheric levels, [...] and has serious implications for CO₂ stabilization policy since errors in predicting the carbon budget, leading to exceeding concentrations or unnecessary mitigation, could come at high economic cost.”

[David Schimel, 1998]

Sommaire

Introduction: Un problème constitutif, la stabilisation des concentrations	226
6.1 Emissions fossiles sous contrainte d'un plafond de concentration: un cadrage des incertitudes	227
6.1.1 Respect d'un plafond de concentration et incertitude liée au cycle du carbone	227
6.1.2 Respect d'un plafond de concentration et jeu du scénario d'usage des terres	229
6.2 Scénarios d'usage des sols, rétroactions, et impératif d'abatement fossile	231
6.2.1 Profils de stabilisation des concentrations et budget fossile: définitions	231
6.2.2 Sensibilité du gap fossile à l'objectif de stabilisation et au scénario d'usage des terres	234
6.2.3 Jeux croisés de l'effet d'amplification lié à l'usage des terres et de la rétroaction climatique sur les besoins d'abatement fossile	236
Conclusion: hiérarchisation des effets sur le besoin d'abatement fossile	241
Annexe: Figures additionnelles	242
Références	245

Introduction : Un problème constitutif, stabiliser les concentrations

Nous avons vu (Chap. 2) que la Convention sur le climat a défini l'objectif ultime de la lutte contre le changement climatique en terme de stabilisation des concentrations de CO₂. Bien que cette variable ne soit pas le critère définitif et la *proxy* la plus adaptée à mesurer la myriade d'impacts locaux du changement climatique, elle en est un des déterminants indéniables, et reste l'indicateur le plus simple permettant de juger de l'efficacité globale des politiques de mitigation. Cependant, le niveau de CO₂ atmosphérique acceptable pour l'homme, les systèmes sociaux et économiques, et les écosystèmes, n'est pas connu. De plus, l'*effort* qui sera exigé pour parvenir à stabiliser à un niveau de concentration donné est lui aussi hautement incertain. Cette seconde incertitude découle tant (i) des hypothèses sur le fonctionnement futur du cycle global du carbone (lien émissions → concentrations), que (ii) des hypothèses sur le développement de l'économie mondiale, plaçant la référence d'émissions fossiles plus ou moins haute, et définissant un scénario d'usage des terres plus ou moins intensif.

Par ailleurs, nous venons de montrer (Chap. 4) que le remplacement des forêts par des terres cultivées, et le labourage des prairies, se traduisait par une augmentation de la fraction *airborne* du CO₂ fossile, c'est à dire de la fraction des émissions restant à terme sous forme d'excès de CO₂ atmosphérique. Par conséquent, dans le cas de scénarios intensifs en utilisation des terres (A2), nous pouvons nous attendre à ce que cet effet d'amplification impose un supplément d'effort au secteur fossile, à cible atmosphérique donnée. Il se peut aussi que, par le même effet, des politiques de reforestation ou d'abandon de terres agricoles (B1) induisent, toutes choses égales par ailleurs, des trajectoires fossiles moins contraignantes.

Nous voulons, dans ce chapitre, quantifier l'influence des scénarios d'usage des sols, de leurs effets directs et indirects (Chap. 4), sur l'effort fossile devant mener à une stabilisation des concentrations. Nous commencerons par placer notre analyse au sein de la marge d'incertitude sur le fonctionnement du cycle global du carbone (section 6.1). Puis, nous mettrons en œuvre une approche inverse (section 6.2), qui partant d'un profil temporel prescrit de concentration atmosphérique, et d'un scénario d'usage des terres prescrit selon l'IPCC, calcule la trajectoire d'émissions fossiles compatible. Cette approche permettra d'évaluer, pour chaque profil de concentration, le supplément d'effort "fossile" lié au scénario d'usage des sols, à l'effet indirect du changement d'affectation des terres, et aussi aux rétroactions climatiques.

6.1 Emissions fossiles sous contrainte d'un plafond de concentration : un cadrage des incertitudes

6.1.1 Respect d'un plafond de concentration et incertitude liée au cycle du carbone

Les études ne manquent pas qui retracent le jeu l'incertitude du cycle du carbone sur les trajectoires d'émissions permettant la stabilisation des concentration. La plus célèbre comparaison inter-modèles est détaillée une première fois dans *Enting et al.* [1994]. Dans cette étude, qui a été réactualisée depuis¹, les profils de concentrations sont prescrits, et est effectué tout un ensemble de simulations inverses permettant de déduire les profils admissibles d'émissions. Nous appliquerons ce type d'exercice "inverse" à OSCAR dans la section suivante. Avant cela, afin de cerner la variabilité des réponses temporelles des modèles "compacts" du cycle du carbone généralement utilisés en modélisation intégrée (Chap. 1), et l'effet de cette variabilité sur les contraintes qui reposeraient sur le secteur fossile, nous allons conduire la série d'expériences "coût-efficacité" suivante, consistant à calculer les trajectoires les plus émettrices, en cumulé sur le XXI^{ème} siècle, permettant de

¹Voir le site internet référencé avec [*Enting et al.*, 1994].

rester sous 550 ppm :

$$\begin{aligned}
 & \max_{E(t)} \sum_{t=2000}^{2100} E(t) \\
 \text{s.c. } & C(t) \leq 550 \text{ ppmv} \\
 & E(t) \leq E_{ref}(t) \\
 & C(t+1) = f(C(t), E(t), X(t), t) \\
 & X(t+1) = g(C(t), E(t), X(t), t)
 \end{aligned} \tag{6.1}$$

où E sont les émissions fossiles, C la concentration atmosphérique en CO_2 , X un ensemble de variables².

Ce type d'exercice nous place déjà dans une optique d'optimisation, mais soyons conscients que nous sommes encore "au niveau zéro" de l'économie et des problèmes coût-bénéfice inter-temporels³. Pourtant, ce programme, par ailleurs utilisé dans d'autres études [*Swirezhev et al.*, 1999] a l'avantage de révéler les contrastes de façon assez nette, entre différentes acceptations du cycle global du carbone.

Nous avons conduit cet exercice en programmant un éventail de cycles du carbone (fonctions f, g dans l'équation ci dessus) limité aux principaux cycles "compacts" adoptés en modélisation intégrée : le modèle de Berne [*Joos et al.*, 1996] avec ou sans module terrestre, les deux modèles de Nordhaus (version RICE et DICE), le modèle de *Wigley et al.* [1996] (que nous reprendrons Chap. 9), et, finalement, notre modèle OSCAR. Par ailleurs, pour l'illustration, nous avons effectué une autre simulation où tout le carbone fossile émis reste indéfiniment dans l'atmosphère (cas "sans puits"). Les profils d'émissions et de concentration solution du problème sont donnés Figure 6.1, pour les différents cycles.

Evidemment, et c'est le fait même du programme d'optimisation particulier adopté ici, ces profils ne sont pas économiquement réalistes, car ils impliquent tous une forte discontinuité et une chute des émissions au moment où la contrainte atmosphérique est atteinte. Ceci est dû à l'absence d'effets générationnels (les émissions comptent autant dans l'objectif final quel que soit l'année), et d'effets d'inertie (il n'y a pas de coût à baisser rapidement les émissions). Le principe menant aux solutions est donc d'émettre "autant que possible" jusqu'à atteindre le plafond de concentration, puis alors de réduire les émissions au niveau du rythme "d'auto-épuration" de l'atmosphère

²Nous avons besoin de telles variables additionnelles notamment pour les représentations de type fonction de réponse impulsionnelle du cycle global, comme dans [*Joos et al.*, 1996] ou dans [*Wigley*, 1993].

³En effet, prétendre qu'un tel programme puisse être une question économique sérieuse reviendrait à faire les hypothèses que les émissions fossiles sont assimilées au bien être, et que ce dernier à la même valeur actualisée aujourd'hui et dans 100 ans, ce que tout économiste sérieux refuserait d'endosser.

permis par le cycle du carbone.

L'intérêt de l'exercice est montrer clairement les inerties environnementales intrinsèques aux différentes représentations du cycle du carbone, en révélant (i) la date à laquelle le seuil de 550 ppm est atteint pour des émissions "business as usual", et (ii) le niveau soutenable des émissions permettant de coller à la contrainte à long terme. Les modèles, tous présentés ici avec leur calibrage central⁴, réagissent très différemment (Fig. 6.1) : la variabilité inter-modèles sur l'inertie temporelle (atteinte du plafond de 550 ppm) s'étale de 2050 à 2080, et celle sur les volumes soutenables à long terme de 2,5 GtC/an à 7,5 GtC/an. Notons que les modèles de Berne (complet) et de Wigley sont en bon accord sur cette dernière valeur (5 GtC/an), alors que les deux modèles de Nordhaus traditionnellement utilisés dans les exercices économiques placent cette valeur à 7,5 GtC/an. Au final, ces résultats suggèrent la grande influence de la représentation du carbone au niveau des réponses temporelles des modèles coût-bénéfice de contrôle optimal, un résultat similaire à celui de [Svirezhev *et al.*, 1999].

6.1.2 Respect d'un plafond de concentration et jeu du scénario d'usage des terres

En guise d'introduction à ce qui va suivre, le même type d'exercice peut être reproduit avec le modèle OSCAR, mais en faisant varier le scénario (prescrit) d'usage des terres à l'intérieur de notre modèle. Nous montrons Fig. 6.2 les résultats pour des variantes du scénarios IPCC-A2 d'usage des terres : à savoir, une variante "A2 - pure déforestation" (cas a) où nous appliquons uniquement les commandes de déforestation $f2a$, $f2p$ (voir Chap. 4) de ce scénario, et une variante "A2 - pur reboisement" (cas d), où nous appliquons uniquement les commandes de reboisement $a2f$ et $p2f$

Nous constatons que la sensibilité du cycle du carbone à une variation du scénario d'usage des terres, au sein d'un même modèle (Fig. 6.2) est potentiellement du même ordre de grandeur que la variabilité inter-modèle (Figure 6.1). Nous établirons dans la suite une analyse plus systématique du rôle des scénarios d'usage des terres sur les trajectoires de stabilisation du CO₂. Dans le cas particulier présenté Fig. 6.2, un arrêt de la déforestation en 2000 (cas d) au sein du scénario A2 permet typiquement de "gagner" 10 ans sur la date d'atteinte du plafond atmosphérique, par rapport au scénario A2 "normal" (cas a). Par ailleurs, du fait de la diminution du puits continental causé par les activités de déforestation (cf Chap. 5), les émissions "soutenables" admissibles, une fois atteint le seuil de 550 ppm, sont plus faibles de près de 3 GtC/an dans le cas (a), où seules ont été prescrites des activités

⁴Les modèles de Wigley *et al.* [1996] et de Joos *et al.* [1996] nécessitent, pour calibrer le puits biosphérique, de fixer une hypothèse sur les taux de déforestation moyens de la décennie 1980, et nous avons pris les valeurs centrales de ce paramètre.

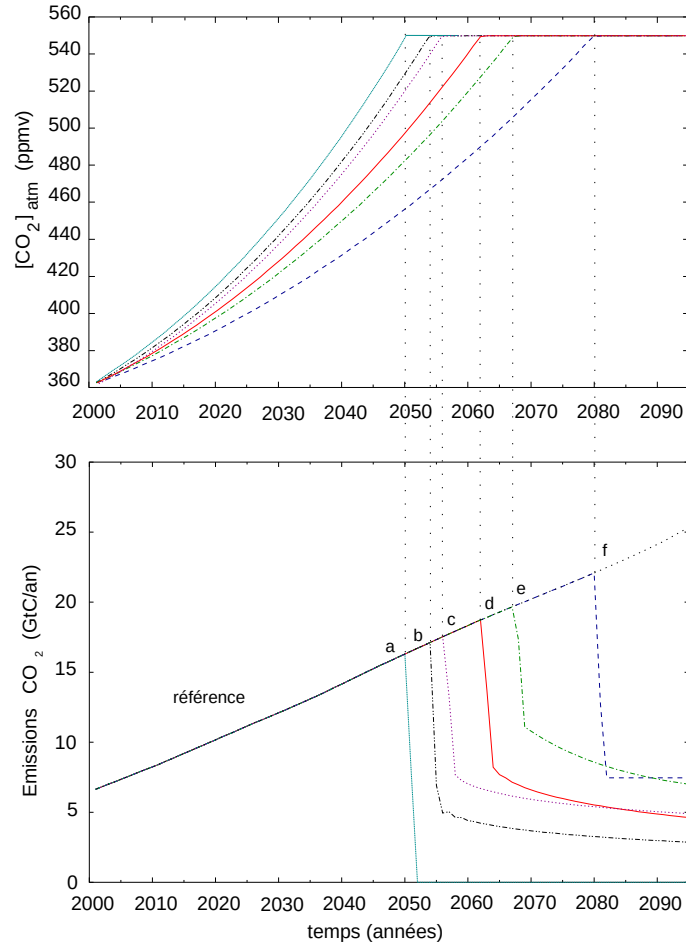


FIG. 6.1: Trajectoires d'émissions cumulées maximales sur le siècle permettant de rester sous 550 ppm, pour sept modèles de cycle du carbone différents. (a) pas de puits, (b) modèle de Bern, océan seul, (c) modèle de Wigley, (d) modèle de Bern, océan + biosphère, (e) modèle de Nordhaus (RICE), (f) modèle de Nordhaus (DICE).

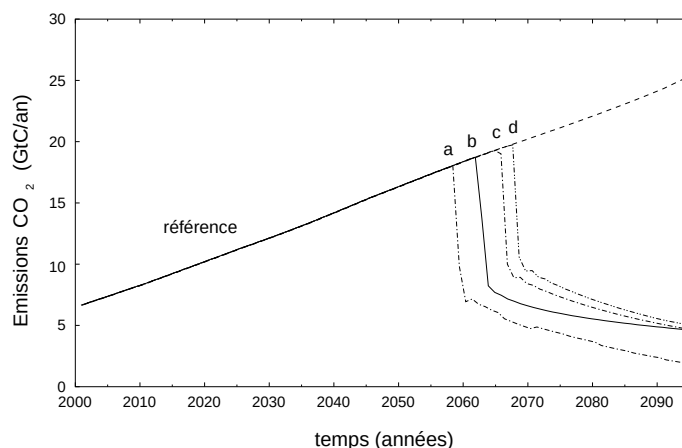


FIG. 6.2: Trajectoires d’émissions cumulées maximales sur le XXI^{ème} siècle permettant de rester sous 550 ppm, pour différents variantes autour du scénario A2 d’usage des sols. (a) modèle OSCAR, scénario A2 - pure déforestation, (b) modèle de Berne complet, biosphère + océan, (c) modèle OSCAR sans usage des sols, (d) modèle OSCAR, scénario A2 - purs reboisements, i.e. prescrit uniquement en plantation et abandon de terres vers la forêt.

de déforestation, par rapport au cas où la déforestation est stoppée en 2000 (c ou d). Ce résultat nous permet de réitérer ici la conclusion du chapitre 4 sur l’intérêt atmosphérique de la préservation des forêts primaires existantes. Toutefois, le jeu de l’effet d’amplification sur l’effort de long terme (3 GtC/an) est faible en regard de la référence d’émissions fossiles (25 GtC/an en 2100), et de l’effort de réduction requis (20 GtC/an en 2100).

Au total, les expériences “coût-efficacité” précédentes permettent donc une première évaluation du rôle du scénario d’usage des sols sur la contrainte atmosphérique. Cependant, pour illustratifs qu’ils soient, de tels calculs n’en restent pas moins très peu réalistes, en raison de la simplicité du critère. Nous voulons maintenant étudier ces effets relatifs dans le contexte plus réaliste des scénarios de stabilisation du CO₂ atmosphérique.

6.2 Scénarios d’usage des sols, rétroactions, et impératif d’abattement fossile

6.2.1 Profils de stabilisation des concentrations et budget fossile : définitions

L’adoption à priori d’un profil de concentration permet de comparer de façon marquante les réponses du cycle du carbone. Un tel travail a été synthétisé de manière systématique avec l’aide des principales équipes de

modélisation dans le monde, dans [Enting et al., 1994]. Il a permis de quantifier l'éventail de sensibilité des différents cycles du carbone à un objectif atmosphérique. Dans ces approches, les courbes de stabilisation prescrites, sont des approximations de Padé (des quotients de polynômes du temps) [Wigley et al., 1996].

$$C(x) = \frac{a + bx + cx^2 + dx^3}{1 + ex + fx^2} \text{ avec } x = \frac{t - t_0}{t_s - t_0} \quad (6.2)$$

où $t_0 = 1990$ et t_s est égal à la date de stabilisation. La méthode de paramétrage est donnée dans [Enting et al., 1994, p.85-86]. On distingue deux cas en fonction de la forme globale des trajectoires de CO_2 approchant la stabilisation :

- un cas de base (*basic case*) : stabilisation par trajectoire monotone croissante. Dans ce cas $d = 0$, et on prescrit $C(0)$ correspondant à $C(t = 1990)$, $C(1)$ correspondant à $C(t = t_s)$, et $C(t')$, pour un certain t' , ainsi que les gradients en $x = 0$ et $x = 1$. Ces cas correspondent aux objectifs 450-550-650-750 de la Fig. 6.3 (en haut).
- un cas de dépassement (*overshoot case*) : ces chemins autorisent un dépassement temporaire de la cible finale. En pratique, le dépassement a été utilisé seulement pour les trajectoires de stabilisation à 350 ppm, cible inférieure à la concentration actuelle. Sont prescrites dans ce cas les valeurs de $C(t)$ et de la dérivée $\dot{C}(t)$ à $t = 0$, $t = t_s$, et $t = t_{max}$ (point où la concentration est maximale).

La Table 6.1, tirée de [Enting et al., 1994], donne les valeurs utilisées pour les profils “WRE” utilisés notamment dans [Wigley et al., 1996], et montrés Figure 6.3. Les profils de stabilisation étant définis, nous pouvons définir le gap fossile de la manière suivante :

Définition 9 (Gap fossile) Soit un scénario fossile de référence $E_{ref}^{fos}(t)$, et un scénario prescrit d'usage des terres. Soit aussi une trajectoire de concentration à suivre $C(t)$, et la trajectoire d'émissions fossiles $E_{adm}^{fos}(t)$ “à respecter” pour permettre le suivi de $C(t)$. Alors, on appelle gap fossile $\mathcal{G}^{fos}(t)$ la différence :

$$\mathcal{G}^{fos}(t) = E_{ref}^{fos}(t) - E_{adm}^{fos}(t) \quad (6.3)$$

A partir de là se pose toute une série d'importantes questions :

- comment varie la réponse fossile admissible selon le scénario d'usage des sols retenu ?
- quelle est la sensibilité de l'effort à l'objectif de stabilisation choisi ?
- quel est le rôle, sur le gap, des effets d'amplification liés à l'usage des terres, et des effets de la rétroaction climatique.

Nous allons explorer ceci dans la suite de cette section, qui nous mènera à une hiérarchisation des déterminants du gap fossile.

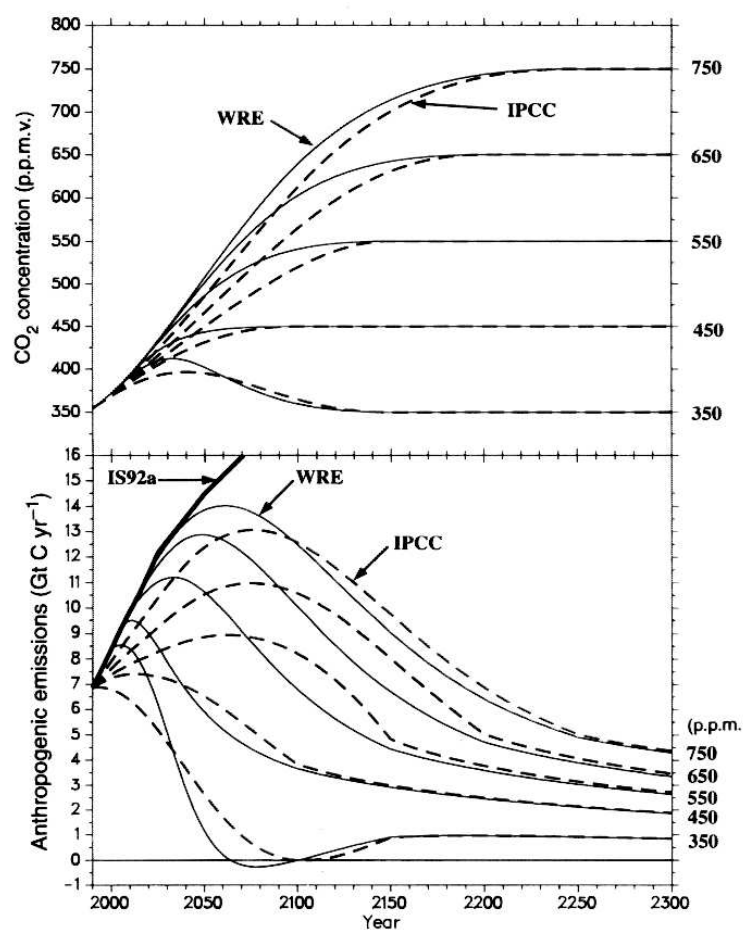


FIG. 6.3: Trajectoires de stabilisation des concentrations atmosphériques et émissions fossiles compatibles. Courbes pleines : profils WRE, courbes interrompues : profils IPCC. Figure tirée de [Wigley et al., 1996].

Données de calibrage	Scénario de stabilisation				
	s350	s450	s550	s650	s750
t_0			1990,5		
$C(t_0)$			354,17		
$\dot{C}(t_0)$			1.7		
t_s	2150,5	2100,5	2150,5	2200,5	2250,5
$C(t_s)$	350	450	550	650	750
$\dot{C}(t_s)$			0		
t'	–		2031		
$C(t')$	–	411,91	420,78	429,23	489,17
t_{max}	2041		–		
$C(t_{max})$	395,5		–		
$\dot{C}(t_{max})$	0		–		

TAB. 6.1: Paramètres permettant de calibrer les profils de stabilisation WRE.
Source : *Enting et al.* [1994].

6.2.2 Sensibilité du gap fossile à l'objectif de stabilisation et au scénario d'usage des terres

Pour chaque scénario prescrit d'usage des sols de l'IPCC (A1F, A2, B1, B2), d'après les changements d'aires tirés d'IMAGE 2.2, nous avons imposé les trajectoires concentrations atmosphériques de CO₂ de l'IPCC (*s350*, *s450*, *s550*, *s650*)⁵, et calculé les trajectoires d'émissions fossiles admissibles. Les résultats en terme de profils d'émissions fossiles compatibles⁶ sont portés Figures 6.4, pour un cycle du carbone fonctionnant “comme dans l'IPCC” c'est-à-dire selon l'expérience E2, sans rétroactions climatiques, ni effet d'amplification lié au changement d'usage des terres. La Table 6.2 donne les valeurs moyennes $\langle E_{ref}^{fos} - E_{adm}^{fos} \rangle$ des gaps sur le siècle, en GtC/an pour des simulations de type E2.

Nous pouvons constater que l'effet d'un changement de scénario d'usage des terres est du même ordre de grandeur que le fait de changer d'objectif de stabilisation atmosphérique. Ces contraintes sur le cycle ont donc un impact de “premier ordre” sur les trajectoires fossiles admissibles. En d'autres termes, pour déterminer à quel niveau le secteur *fossile* doit ajuster ses émissions nettes globales pour stabiliser les concentrations atmosphériques, il est tout aussi important de connaître l'objectif de stabilisation lui-même, que le scénario futur d'usage des terres.

⁵Notation : *s* pour stabilisation.

⁶Notez que pour certains scénarios, un effort fossile à lui seul ne suffit pas pour respecter la trajectoire prescrite. Il s'agit notamment de A2 (350-450), B2 (350).

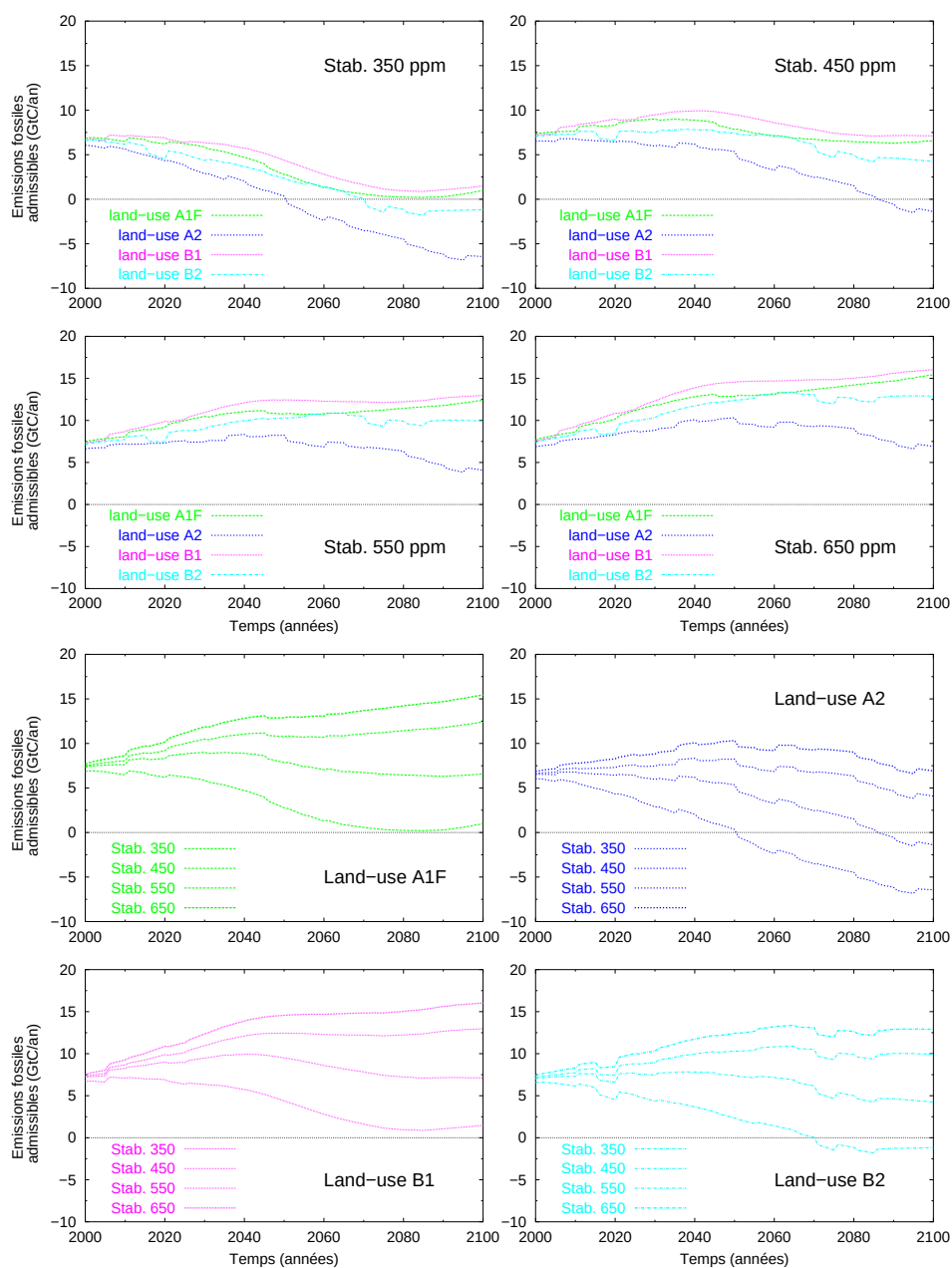


FIG. 6.4: Effet des scénarios IPCC d'usage des terres et des cibles de concentration sur les émissions fossiles compatibles avec les profils de stabilisation de l'IPCC. Dans toutes ces expériences, les émissions liées au changement d'usage des sols sont prescrites selon les scénarios IPCC (A1F, A2, B1, B2). Les rétroactions climatiques ne sont pas considérées, ni l'effet d'amplification : ce sont donc toutes des expériences de type E2.

		<i>gap moyen en GtC/an</i>			
		objectifs de stabilisation			
		s350	s450	s550	s650
Scénarios IPCC	A1F	16,9	12,6	9,6	7,7
	A2	16,5	12,4	9,5	7,7
	B1	5,2	0,9	-2,1	-4,0
	B2	8,7	4,5	1,5	-0,4

		<i>gap moyen en % de la référence d'émission</i>			
		objectifs de stabilisation			
		s350	s450	s550	s650
Scénarios IPCC	A1F	84%	62%	46%	38%
	A2	102%	76%	58%	47%
	B1	56%	9 %	-22%	-43%
	B2	94%	48%	16%	-4%

TAB. 6.2: Gaps fossiles moyens sur le siècle pour différents scénarios de référence et d'usage des sols de l'IPCC et différents profils de stabilisation des concentrations selon l'IPCC. Les usages des sols sont prescrits y compris dans la trajectoire stabilisatrice. En haut : gap absolu moyen en GtC/an. En bas, gap moyen en pourcentage de la référence moyenne.

6.2.3 Jeux croisés de l'effet d'amplification lié à l'usage des terres et de la rétroaction climatique sur les besoins d'abattement fossile

Les effets précédents du scénario d'usage des terres et du choix de l'objectif atmosphérique ont été appelés “de premier ordre”. Nous les avons étudiés dans une expérience de type IPCC, où le climat et l'effet d'amplification lié à l'usage des terres n'étaient pas pris en compte. Nous voulons ici évaluer les impacts croisés sur les trajectoires fossiles admissibles, de ces effets que nous imaginons être de second ordre (rétroaction climatique, et effet d'amplification lié à l'usage des terres), en fonction du scénario prescrit d'usage des sols (A1F, A2, B1, B2), et du profil atmosphérique (350, 450, 550, 650 ppm).

Nous donnons ici l'analyse pour le cas “usage des terres A2” et stabilisation à 650 ppm (Fig. 6.5, en haut), et pour le cas “usage des terres B1” et stabilisation à 350 ppm (Fig. 6.5, en bas), qui sont deux cas contrastés tant au niveau du scénario de référence que de l'objectif de stabilisation⁷, comme le montre la Figure 6.6 permettant de comparer directement les deux cas (B1-350 et A2-650).

⁷Cependant ces cas sont relativement cohérents au niveau de l'ambition des politiques, puisque il est plus raisonnable de se fixer une cible basse pour des scénarios bas, et des cibles plus hautes pour des scénarios avec de fortes émissions de référence.

6.2.3.1 Le cas du scénario A2 d'usage des terres et d'un objectif de stabilisation à 650 ppm

Le premier cas (A2-650) reflète l'adoption d'une cible haute de concentration (650 ppm), se greffant sur un scénario d'usage des sols "intensif". Ce cas de figure est intéressant car, comme les concentrations sont tout de même élevées à ce niveau de stabilisation (plus du double de la conc. pré-industrielle), la rétroaction climatique est bien visible. La même chose vaut pour l'effet d'amplification lié à l'usage des terres, puisque A2 est un scénario intensif en déforestation : l'amplificateur lié à l'usage des terres, à climat constant ou à climat variable, implique un effort d'abattement fossile annuel supplémentaire, de l'ordre de 1 GtC/an dans ce scénario. Ce volume additionnel peut sembler significatif, mais rappelons qu'il est faible par rapport au besoins d'abattement fossile du scénario A2 pour une stabilisation à 650 ppm : ce gap est de l'ordre de 20 GtC/an en 2100 (Fig. 6.5, en haut).

6.2.3.2 Le cas du scénario B1 d'usage des terres et d'un objectif de stabilisation à 350 ppm

Le scénario B1 est plus favorable au niveau de l'usage des terres, puisqu'il présente même un gain de surface forestière à terme (abandon de terres agricoles, programmes de reforestation). Rappelons ici que ces scénarios s'entendent sans effort additionnel spécialement dirigé pour améliorer le climat : la reforestation présente dans ce scénario l'est donc pour d'autres motifs, tout comme l'est l'usage de technologies énergétiques plus propres qui pénètrent dans B1, résultant en une trajectoire d'émissions de référence très basse et décroissante vers 2040. En conséquence, le gap absolu est beaucoup plus faible pour B1-350 (maxi 5 GtC/an) que pour A2-650 (maxi 20 GtC/an), malgré le fait que la cible à 350 ppm soit significativement plus basse que celle à 550 ppm.

Les quatre graphiques de la Figure 6.5 (bas) sont les transposés au cas (B1-350) des quatre graphiques du haut de cette même Fig 6.5. Le jeu de l'amplificateur lié à l'usage des terres est particulièrement intéressant dans ce scénario. Au début du XXI^{ème} siècle, il joue à augmenter le besoin d'abattement fossile, mais après 2060 il conduit à le diminuer, parce que la biosphère est dans un état plus favorable après cette date du point de vue de sa capacité de séquestration, du fait de la restauration des écosystèmes forestiers. Notons tout de même qu'il y a un délai entre la mise en œuvre de programmes de reforestation (en tout début de siècle) et le croisement des courbes de gap : cet effet d'inertie apparaît en raison du fort cumul historique de déforestation au niveau global entre 1700 et 2000 (voir Chap. 4, p. 183).

L'effet sur l'impératif d'abattement fossile de la rétroaction climat-carbone est aussi particulier dans ce scénario de stabilisation. En effet, comme on

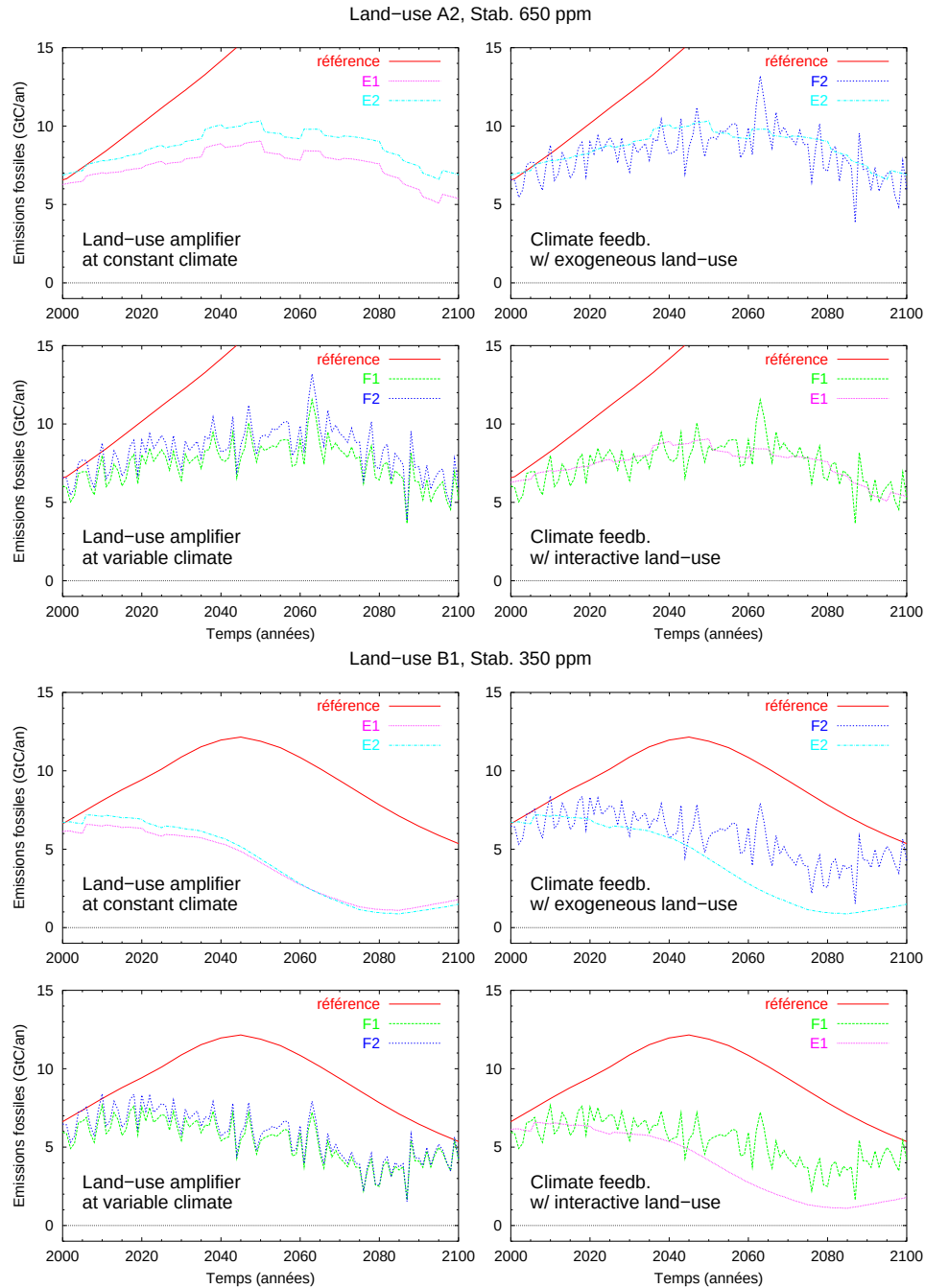


FIG. 6.5: Etude comparée des effets climatiques et d'usage des terres sur les trajectoires d'émissions fossiles permettant de stabiliser les concentrations à 650 ppm (haut) ou 350 ppm (bas), dans le cas du scénario A2 d'usage des terres (haut) ou du scénario B1 (bas). E1 climat constant, usage des terres interactif (rose). E2 climat variable, usage des terres prescrit exogène (bleu clair). F1 climat variable, usage des terres interactif (vert). F2 climat variable, usage des terres exogène (bleu foncé). Dans toutes ces expériences, les émissions liées au changement d'usage des sols sont prescrites selon les scénarios IPCC (A1F, A2, B1, B2), soit en forçant les changements de surface (E1 et F1), soit en injectant le carbone comme du carbone fossile (E2 et F2).

peut le voir dans les deux graphiques en bas à droite de la Figure 6.5, l'existence d'une telle rétroaction se traduit certes au début du XXI^{ème} siècle par une contrainte fossile plus importante. Mais, progressivement, l'existence de la rétroaction climat-carbone allège au contraire la contrainte fossile. Ceci est lié au fait que les concentrations atmosphériques sont prescrites à la baisse après 2030 (cf Fig. 6.3, graphique supérieur, trajectoire pleine à 350 ppm) : étant donné la quasi-linéarité du modèle simple CO₂-température globale⁸ (voir Chap. 5, p. 215), le modèle “refroidit” après cette date, et l'on “profite” alors de la rétroaction climat-carbone. Aussi, de la même manière que l'effet d'amplification lié à l'usage des terres puisse être “bénéfique” au climat sur des scénarios qui reboisent, la rétroaction climat-carbone est également “bénéfique” pour des trajectoires de stabilisation qui “refroidissent”.

6.2.3.3 Valeur moyenne et variabilité de l'amplificateur et de la rétroaction climatique selon les scénarios IPCC et les objectifs de stabilisation

La Figure 6.7 annexée p. 244, montre l'ensemble des simulations croisées, E1, E2, F1, F2 sur les scénarios IPCC et les différents objectifs de stabilisation. La question qui se pose est celle de l'ordre de grandeur de l'amplificateur, de la rétroaction climatique, et de leur variabilité selon les scénarios IPCC et les différents objectifs de stabilisation. La Table 6.3 donne la valeur minimale, la moyenne et la valeur maximale, des *différences moyennes de gap* sur le XX^{ème} siècle, entre les expériences E1, E2, F1, F2, fournissant ainsi une indication de la marge dans laquelle jouent les effets indirects climatiques et liés à l'usage des sols.

Rétroaction climatique Regardons tout d'abord le jeu de la rétroaction climatique dans OSCAR : cette rétroaction est en moyenne globalement *négative*, du moins pour les scénarios à 350-450-550 ppm. C'est seulement pour des scénarios à 650 ppm, ou pour les scénarios BAU A2, A1F, que la rétroaction climatique apparaît positive. Ce résultat doit être “pris avec des pincettes”. Une analyse des stocks régionaux montre en fait que

- la partie positive de la rétroaction climatique dans OSCAR est due à la réponse des régions tropicales, qui se transforment en une source nette de carbone dans les simulations à climat variable dépassant un certain seuil de concentration atmosphérique, alors qu'elles sont un puits net dans les simulations à climat constant. Ceci est dû au fait que dans la région ALM d'OSCAR, la NPP est modélisée à la baisse avec l'augmentation de la température, alors que dans le même temps, les taux de respiration hétérotrophe augmentent aussi.
- la partie négative de la rétroaction climatique dans OSCAR est due à la réponse des biomes boréaux, qui profitent de l'augmentation de la NPP créée par la hausse de la température : dans ces régions, la

⁸Seul le “pattern” régional de variabilité climatique est non linéaire et importé du modèle couplé de l'IPSL.

		Minimum	Moyenne	Maximum
<i>effets absolus en GtC/an</i>				
<i>Rétroaction climatique</i>				
à usage des terres interactif	$[\mathcal{G}_{E1} - \mathcal{G}_{F1}]$	- 1,5	- 0,7	0,0
à usage des terres constant	$[\mathcal{G}_{E2} - \mathcal{G}_{F2}]$	- 1,7	-0,7	0,4
<i>amplificateur usage des terres</i>				
à climat variable	$[\mathcal{G}_{F1} - \mathcal{G}_{F2}]$	0,4	0,6	0,8
à climat constant	$[\mathcal{G}_{E1} - \mathcal{G}_{E2}]$	0,2	0,6	1,2
<i>effets relatifs en pourcentage de la référence</i>				
<i>Rétroaction climatique</i>				
à usage des terres interactif	$[\mathcal{G}_{E1} - \mathcal{G}_{F1}]$	- 16,1%	- 5,6%	0,0%
à usage des terres constant	$[\mathcal{G}_{E2} - \mathcal{G}_{F2}]$	- 18,4%	-5,7%	2,4%
<i>amplificateur usage des terres</i>				
à climat variable	$[\mathcal{G}_{F1} - \mathcal{G}_{F2}]$	2,3%	5,1%	8,0%
à climat constant	$[\mathcal{G}_{E1} - \mathcal{G}_{E2}]$	1,0%	5,0%	10,2%

TAB. 6.3: Moyenne et variabilité, prises sur l'ensemble des scénarios IPCC et des objectifs de stabilisation, de l'effet d'amplification et de la rétroaction climatique sur le gap fossile. Valeurs en GtC/an, minimum, moyenne, et maximum des différences sur le siècle, sur les scénarios IPCC et les objectifs de stabilisation.

hausse de la température impliquent une augmentation du stock de biomasse, et aussi, tant que la hausse de température n'est pas trop importante, une augmentation du stock du carbone du sol grâce à une augmentation des exports vers le sol.

On peut donc conclure, malheureusement, que la modélisation de la rétroaction climatique n'est pas encore tout à fait satisfaisante dans OSCAR. Les réponses des régions tropicales et boréales sont trop contrastées, en raison du calibrage du lien NPP-température en zone boréale. Ces biais régionaux sont masqués au niveau global, mais uniquement à forçage CO₂ élevé (c'était le cas lors des simulations A2 du Chap. 5). Nous plaçons en tête de l'agenda de recherche futur une amélioration de la réponse climatique d'OSCAR, travail qui dépassait le propos de cette thèse centrée sur les effets liés à l'usage des terres, et pour l'étude desquels une représentation parfaite de la rétroaction climatique et de ses effets régionaux, si elle aurait été souhaitable, n'était pas absolument nécessaire.

Effet d'amplification lié à l'usage des terres On constate que l'effet de l'amplificateur lié à l'usage des sols sur le gap est relativement robuste, avec un impact moyen de 0,6 GtC/an. Cela peut sembler faible, mais, lorsqu'on exprime le gap non pas en GtC/an mais en exprimé en pourcentage de réduction en rapport à la référence d'émissions fossiles, l'impact moyen de l'amplificateur est de 5%. Or 5%, c'est aussi l'ordre de grandeur des efforts

négociés à Kyoto. Toutefois, bien que significatif, cet effet reste “d’ordre 2”, c’est à dire un ordre de grandeur inférieur à celui du scénario d’usage des terres, et de la cible de concentration (ordre 1). La variabilité de ces effets reste mesurée, celle de l’amplificateur étant légèrement inférieure à celle de la rétroaction climatique. Notons cependant que le signe de l’effet lié à l’amplificateur ou au rétroaction climatique n’est pas garanti à l’avance, et qu’il dépend du scénario d’usage des terres et de la trajectoire de température prescrite avec les concentrations, comme nous venons de le voir dans les cas particuliers relatifs à A2-650 et B1-350. Notons que les déterminants de la variabilité de l’amplificateur et de la rétroaction climatique sont différents : la variabilité de la rétroaction climatique est d’abord fonction de la trajectoire de CO₂ (donc porte sur les cibles), alors que celle de l’amplificateur dépend en premier lieu du scénario d’usage des terres (Tab. 6.3).

Conclusion : hiérarchisation des effets sur le besoin d’abattement fossile

Nous venons donc de voir que les usages futurs des sols auront une influence sensible, à cause de leurs effets directs et indirects, sur les trajectoires fossiles permettant de stabiliser les concentrations atmosphériques. Au terme de ce chapitre, nous sommes maintenant en mesure de classer l’influence de tout en ensemble de déterminants sur les impératifs d’abattement fossile : hypothèses économiques définissant le scénario fossile de référence, hypothèses physiques concernant le calibrage du cycle du carbone, scénario d’usage des terres, objectif de stabilisation, rétroaction climatique, amplificateur lié à l’usage des terres. La Table 6.4 résume la hiérarchie entre ces effets.

En particulier, nous avons vu que le scénario d’usage des terres est aussi important, pour la contrainte fossile résultante, que celle de l’objectif de stabilisation. Ceci reflète surtout le fait que ces effets sont eux-mêmes dominés par le choix du scénario fossile, et par l’incertitude sur le cycle du carbone (p. ex. *Leemans et al.* [2002], un fait qui nous est suggéré également par la

Déterminant	rôle sur le gap
Hypothèses économiques : scénario fossile de référence	ordre 0
Hypothèses physiques : calibrage du cycle du carbone	ordre 0
Scénario d’usage des terres	ordre 1
Objectif de stabilisation	ordre 1
Rétroaction climatique	ordre 2
Amplificateur lié à l’usage des terres	ordre 2

TAB. 6.4: Hiérarchisation des effets économiques et physiques influençant le gap fossile.

comparaison des modèles faite dans la première partie de ce chapitre).

Par ailleurs, nous avons vu que, même s'il est de second ordre, l'impact de l'effet d'amplification sur l'impératif d'abattement fossile est potentiellement de l'ordre de grandeur de l'effort relatif (5%) exigé par le Protocole de Kyoto (Chap. 2). Ce qui est donc exigé par Kyoto peut donc être perdu simplement du fait des conséquences indirectes du changement d'usage des terres.

Dans ce chapitre cependant, les changements de surfaces agricoles et forestières sont prescrits suivant les scénarios IPCC : l'ajustement "climatique" est au final porté par le secteur fossile. Ce principe de calcul est compatible avec le manque d'incitation à infléchir les trajectoires d'usage des terres "au nom du climat" (Chap. 2). Or, la vraie question qui se pose est l'optimisation conjointe des trajectoires fossile et d'affectation des terres : pour "combler le gap" et stabiliser le climat, une politique climatique comportera probablement un volet agricole et forestier. La réponse coordonnée à ce défi est l'objet de la suite de la thèse, qui s'attache donc à poser la question de l'optimalité économique des politiques climatiques mixtes [usages des terres – abattement fossile], dans un cadre "coût-bénéfice" confrontant les coûts de l'action et ceux des dommages climatiques.

Annexe : Figures additionnelles

Nous avons réalisé chaque fois en simulation inverse (CO_2 atmosphérique prescrit, émissions fossiles déduites) les quatre expériences E1, E2, F1, F2, dont le principe a été décrit Chap. 5 (Table 5.6, page 217), faisant intervenir, ou non, la rétroaction climat-carbone et l'effet d'amplification lié à l'usage des terres. La Figure 6.7 compile l'ensemble des résultats, en terme de trajectoires d'émissions fossiles "admissibles". Le "gap" en tant que différence entre la trajectoire de référence et une trajectoire admissible, n'est pas directement tracé dans cette Figure, mais il est aisément visible par différence entre la référence d'émissions fossiles et les trajectoires permettant la stabilisation.

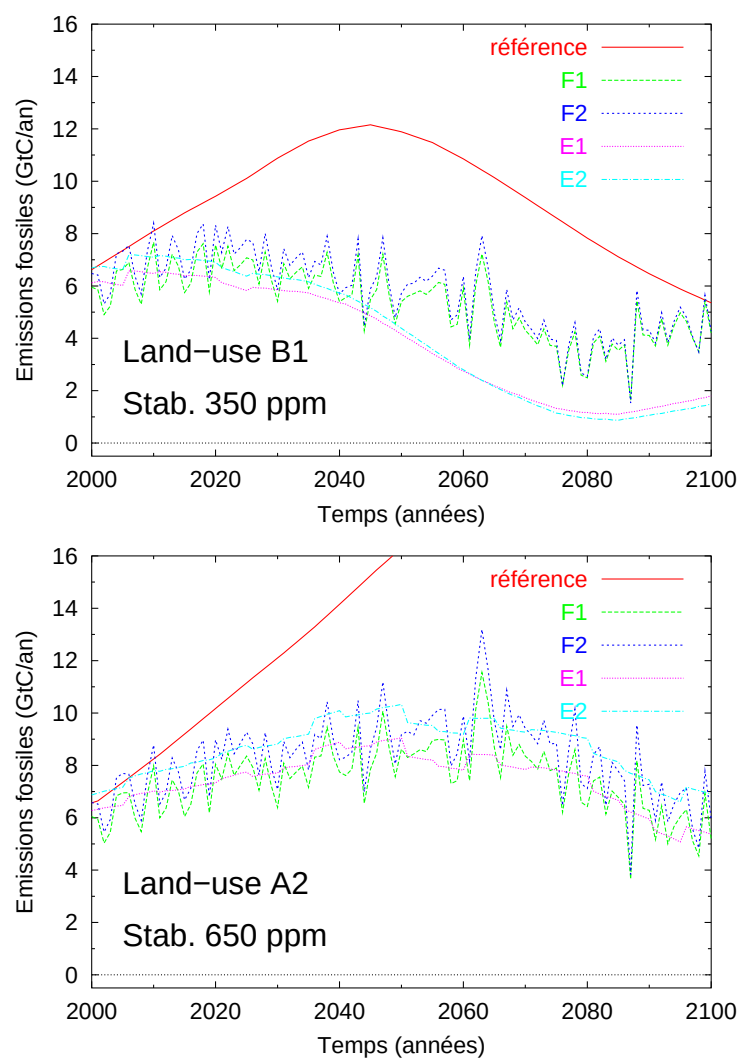


FIG. 6.6: Effets contrastés des rétroactions climatiques et des effets d'amplification pour des trajectoires contrastées de stabilisation de CO_2 .

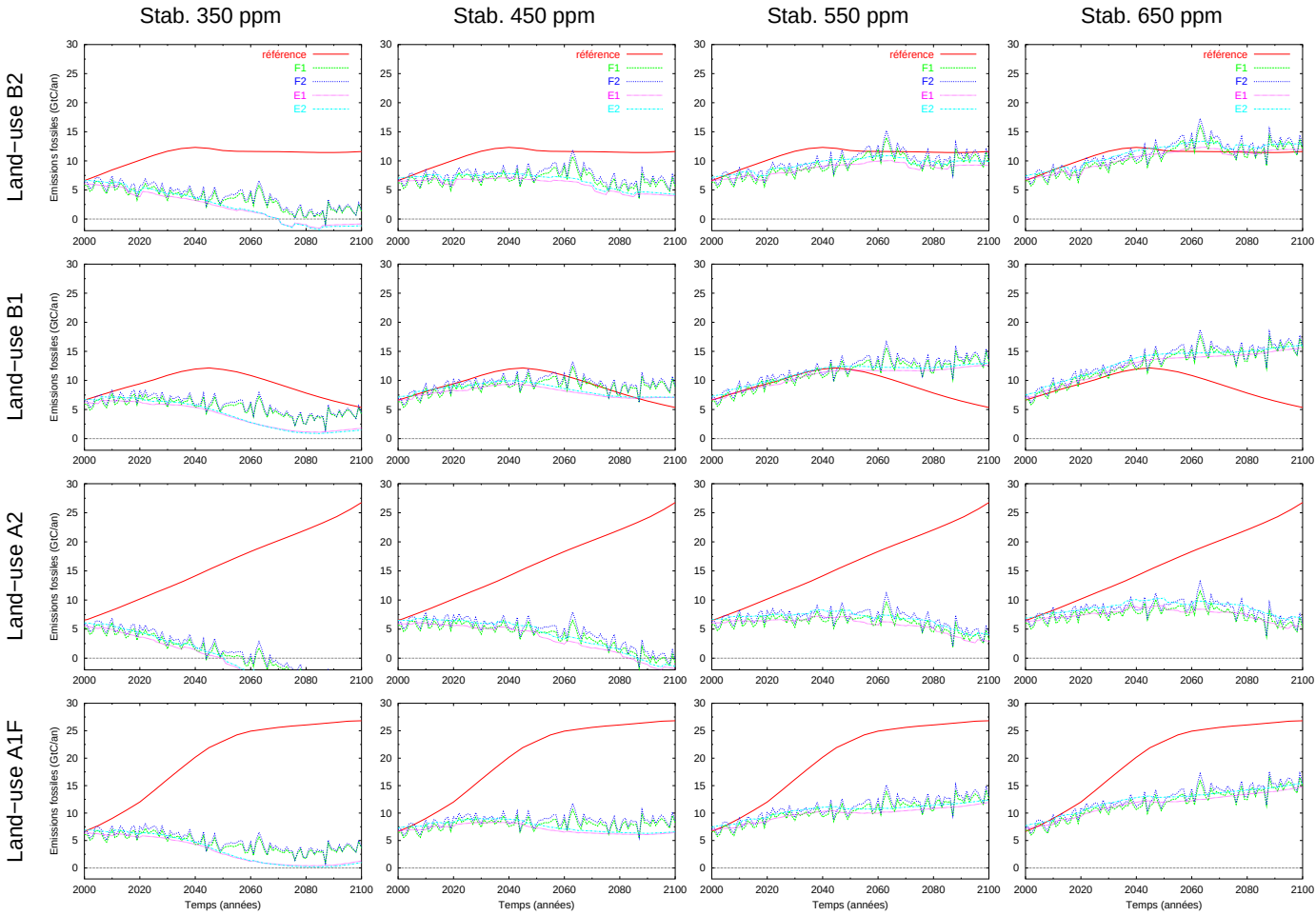


FIG. 6.7: Trajectoires de stabilisation des concentrations atmosphériques et émissions fossiles compatibles, avec et sans effet d'amplification lié au changement d'usage des sols, et avec et sans effets climatiques. E1 climat constant, usage des terres interactif (rose). E2 climat variable, usage des terres prescrit exogène (bleu clair). F1 climat variable, usage des terres interactif (vert). F2 climat variable, usage des terres exogène (bleu foncé). Dans toutes ces expériences, les émissions liées au changement d'usage des sols sont prescrites selon les scénarios IPCC (A1F, A2, B1, B2), soit en forçant les changements de surface (E1 et F1), soit en injectant le carbone comme du carbone fossile (E2 et F2).

Références

- Enting, I. G., T. M. Wigley, et M. Heimann, Future emissions and concentrations of carbon dioxide : key ocean/atmosphere/land analyses, *Document de travail*, CSIRO, Div. Atmos. Res. Tech. Pap. 31, 1994.
- Joos, F., M. Bruno, R. Fink, U. Siegenthaler, T. F. Stocker, C. L. Quere, et J. L. Sarmiento, An efficient and accurate representation of complex oceanic and biospheric models of anthropogenic carbon uptake, *Tellus*, 48B, 397–417, 1996.
- Leemans, R., B. Eikhout, B. Strengers, L. Bouwman, et M. Schaeffer, The consequences of uncertainties in land-use, climate, and vegetation response on the terrestrial carbon, *Science in China, Series C*, 45 suppl., 2002.
- Schimel, D. S., The carbon equation, *Nature*, 393, 208–209, 1998.
- Svirezhev, Y., V. Broklyn, W. von Bloch, H. J. Schellnhuber, et G. Petschel-Held, Optimisation of reduction of global CO₂ emission based on a simple model of the carbon cycle, *Environmental modeling and assessment*, 4, 23–33, 1999.
- Wigley, T. M., Balancing the carbon budget. implications for projections of future carbon dioxide concentrations changes, *Tellus*, 45H, 409–425, 1993.
- Wigley, T. M. L., R. Richels, et J. A. Edmonds, Economic and environmental choices in the stabilization of atmospheric CO₂ concentrations, *Nature*, 379(6562), 240–243, 1996.

Troisième partie

Au delà de Kyoto : conditions nécessaires pour l'efficacité des politiques de séquestration

Chapitre 7

Coût économique et valeur sociale du carbone séquestré

*“Protéger l’environnement coûte cher.
Ne rien faire coûtera beaucoup plus cher.”*

[Kofi Annan, 2002]

Sommaire

Introduction	250
7.1 Attribuer un coût économique à la séquestration	251
7.1.1 Echelles concurrentes de mesure des coûts	252
7.1.2 Méthodes alternatives d'évaluation des coûts	260
7.1.3 Une représentation des coûts de la terre séparée de l'évaluation des flux de carbone	268
7.2 Déterminer la valeur sociale du carbone séquestré	272
7.2.1 Séquestration de carbone, CO ₂ atmosphérique et dommages climatiques: le cadre de raisonnement	272
7.2.2 Non équivalence entre valeur sociale de l'abattement permanent et valeur sociale de la séquestration temporaire	280
7.2.3 Conditions nécessaires à l'existence d'un bénéfice marginal social de la séquestration temporaire	282
Conclusion: séquestration et trajectoire de "second rang" . . .	285
Références	289

Introduction

Nous avons vu, dans la première partie de cette thèse (Chap. 2), comment l'utilisation de programmes de séquestration s'est insérée au centre du débat politique autour de la mitigation du changement climatique, jusqu'à prendre une place significative, mais discutée, à l'intérieur du Protocole de Kyoto. Cet intérêt résultait avant tout d'une hypothèse implicite : les coûts associés à la séquestration sont nuls ou très faibles par rapport aux coûts de l'abattement fossile [Stavins, 1999]. Des calculs effectués en 1993 pour le cas des USA [Richards *et al.*, 1993] montraient en effet que les puits de carbone pouvaient réduire de 80% les coûts totaux d'une politique visant à porter les émissions nettes de CO₂ à leur niveau de 1990. Comme nous l'avons vu, de telles estimations "à la volée" sur l'existence d'un potentiel significatif de séquestration à bas coût ont conditionné la position de certains pays sur l'échiquier diplomatique des négociations. Ainsi, la réduction des émissions relativement ambitieuse acceptée par les USA à Kyoto pour la période 2008-2012 (à un niveau 7% sous celles de 1990) s'explique grâce à la prise en compte, à hauteur de 3% de la référence de 1990, de certains bilans-carbone aux limites du sans regret (coût nul ou négatif), résultant d'activités liées à la gestion forestière (densification des sous-bois) et à certains puits agricoles (pratiques "zéro-labour").

La séquestration du carbone est donc attirante parce que "peu chère". Mais est-ce vraiment le cas ? Comment sont définis et évalués les coûts de séquestration ? Quelle est la valeur sociale d'une tonne séquestrée, et donc

d'un bénéfice atmosphérique éventuellement temporaire, par rapport à celle de l'abatement fossile, qui procure un bénéfice atmosphérique permanent ?

Ces questions sont importantes, car l'opportunité de lancer des programmes de séquestration pour lutter contre l'élévation des taux de CO₂ atmosphérique va dépendre de la juste connaissance tant des coûts réels des projets, que de leur valeur sociale, mesurée en termes de dommages climatiques évités, afin d'en calculer la balance coût-bénéfice. Or, comme nous le verrons, nous nous retrouvons souvent dans un des deux cas suivants : soit la valeur sociale d'un projet de séquestration, en terme de bénéfices climatiques, est avérée, et il suffit d'en connaître le coût réel, soit, à l'inverse, le coût des projets est connu et intéressant, mais l'on ne sait pas si ces projets sont une alternative gagnante, en termes de bénéfices climatiques, sur le long terme.

L'objet est ici de révéler certains écueils méthodologiques de l'évaluation des coûts et des bénéfices de la séquestration. A cette fin, nous avons été amenés à prendre le contre-pied d'une vaste littérature, qui, comme nous allons le voir, tend à résumer ses résultats dans des métriques "coût-bénéfice" agrégées de type "dollars par tonne de carbone". Ici, au contraire, en expliquant pourquoi ceci est nécessaire, nous procéderons en deux temps, séparant clairement le côté "coût" et le côté "bénéfice" de la séquestration. Cette démarche en deux étapes nous permettra d'une part de révéler les biais potentiels des méthodes classiques d'évaluation des coûts "du carbone", et d'autre part de remettre en question la systématisme de l'existence d'un bénéfice climatique net à long terme pour des projets de séquestration temporaire. Ce chapitre doit donc être vu comme une tentative de réponse aux deux questions importantes du coût et de la valeur de la séquestration du carbone, en tant que préliminaire du calcul coût-bénéfice inter-temporel que nous aborderons dans les deux derniers chapitres.

7.1 Attribuer un coût économique à la séquestration

Depuis plus de dix ans, la littérature s'est accumulée sur les coûts de différents programmes de séquestration forestière et agricole [Antle et Mooney, 2000; Sohngen et Sedjo, 2000; Marland et al., 1999; Plantinga et al., 1999; Stavins, 1999; McCarl et Schneider, 2000; Adams et al., 1993; Parks et Hardie, 1995; Dudek et Leblanc, 1990]. Les estimations de coût publiées sont caractérisées par leur extrême variabilité [IPCC, 1996; Richards et Stokes, 2002]. Cette variabilité est avant tout incontournable : les activités de séquestration peuvent toucher des lieux, des espèces, et des activités très différentes. Mais, ce triplet étant fixé, les coûts peuvent encore varier pour des raisons *méthodologiques* et *sémantiques*, qui tournent autour de la nature du

bien “carbone”, de la définition précise de ce que l’on entend par le terme “coût”, et des moyens mis en œuvre pour l’évaluer.

Tout d’abord, et ce point est commun à la séquestration et à l’abattement fossile, un programme de mitigation, de manière évidente, ne consiste pas simplement en l’achat direct de carbone. Dans le domaine de la séquestration, les coûts portent initialement sur l’usage détourné d’une surface de terre, de même que pour l’abattement fossile, les coûts pèsent en premier lieu sur le renouvellement du capital productif. L’évaluation du coût porte donc sur des variables (surfaces immobilisées, investissement en capital physique) situées en *amont* du “carbone” produit (ou abattu). Se pose donc le problème de l’outil apte à faire “ressortir” ces coûts.

Ensuite, ce point méthodologique se double d’un problème de taxinomie concernant le bien économique dont nous voulons mesurer le coût. Supposons en effet les coûts “primaires” connus : par exemple, celui d’un investissement en capital “propre”, ou celui de l’immobilisation de terres pour séquestrer du carbone. De tels investissements ne produisent pas directement une “quantité” de carbone mesurable en “tonnes de carbone”, mais un *profil temporel* de *flux* (évités ou séquestrés), comme montré Figure 7.1. Pouvoir mesurer et comparer ces profils de flux, impose de définir une “métrique” du carbone. Or, comme nous le verrons, la multiplicité de telles métriques ne s’est pas accompagnée d’une même diversité de la taxinomie, rendant délicates tant les comparaisons des résultats que leur utilisation à des fins de décision.

Or, l’interprétation correcte des fameuses “fonctions de coût” du carbone séquestré dépend de l’affichage clair de la combinaison de ces choix sémantiques (quelle métrique de coût avons nous adopté?) et méthodologiques (quels outils sont utilisés dans l’évaluation du coût?). Nous allons donc commencer cette section par une revue des méthodes utilisées pour construire des estimations ponctuelles puis des “fonctions” de coût du carbone séquestré. Ce constat permettra (i) de revoir de façon plus critique les estimations de coût de séquestration rencontrées dans la littérature, et (ii) d’expliciter la structure de coût adaptée au problème coût-bénéfice que nous nous poserons dans les prochains chapitres.

7.1.1 Echelles concurrentes de mesure des coûts

7.1.1.1 Horizon carbone et horizon financier d’activités de mitigation

Les projets d’abattement fossile se traduisent souvent en première approximation par une quantité annuelle *constante* et *positive* de tonnes abattues par rapport à un projet de référence, *sur la durée de vie du projet* (Fig. 7.1, en haut). En toute rigueur, nous pouvons définir, lorsqu’il existe, un horizon du projet T suffisant pour tout calcul de coût relatif au projet fos-

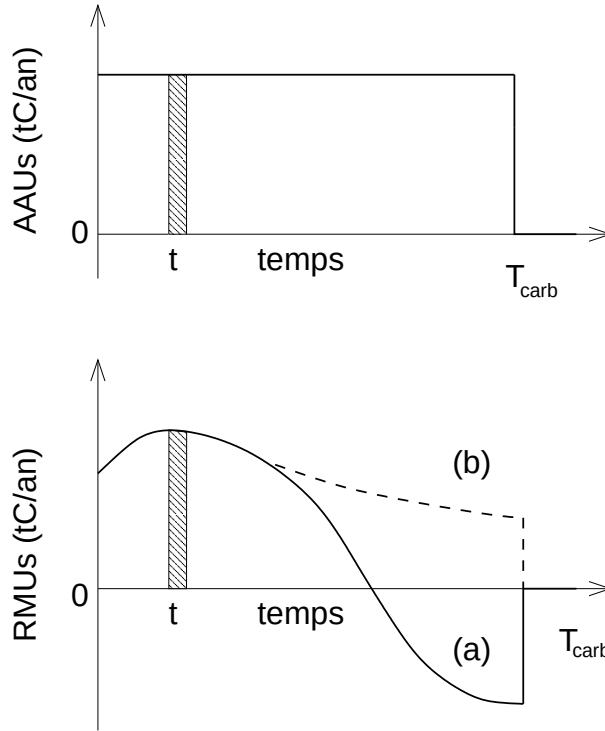


FIG. 7.1: Trajectoires potentielles de crédits, éligibles au Protocole de Kyoto, générés par un projet de durée “physique” T_{carb} (au delà duquel les flux de carbone sont supposés nuls). En haut : abattement fossile. En bas : séquestration. Le projet d’abattement fossile est supposé générer un flux constant d’abattement. Le projet de séquestration peut, de manière volontaire ou non, (a) devenir une source nette au bout d’un certain temps, ou bien (b) continuer à générer des flux positifs jusqu’à T_{carb} . Les crédits AAU (Assigned Amount Units, liés à de l’abattement fossile) et RMU (Removal Units, liés à la séquestration) relatifs à l’année t (aire hachurée) sont échangeables sur le marché du carbone.

sile : passé T , les flux physiques *et* financiers sont alors nuls. Une alternative consiste à fixer l’horizon T égal à la durée de vie financière T_{fin} du projet, c’est-à-dire à la date après laquelle les investissements sont nuls ou amortis. Cependant, dans le cas de la séquestration, une fois un tel horizon financier T_{fin} dépassé, des flux de carbone non nuls sont susceptibles de prendre place jusqu’à une date T_{carb} : éventuellement tout ou partie du carbone séquestré peut même retourner à l’atmosphère. C’est la cas notamment des activités de zéro-labour, où trois années d’interruption de la pratique, en cas d’arrêt de sa subvention, suffisent à relarguer la quantité séquestrée pendant deux décennies [West *et al.*, 2000; Soussana, 2002]. Dans ce cas là, empêcher que du carbone soit émis par la suite entre T_{fin} et T_{carb} entraîne un coût, qu’il faut prendre en compte, même si alors aucun crédit n’est obtenu du fait de

la saturation “physique” du puits¹.

Au total, ces considérations préliminaires nous montrent la difficulté de choisir *a priori* un horizon associé à l'évaluation d'un projet de séquestration, puisque en toute rigueur, les deux horizons T_{fin} et T_{carb} ne peuvent être simultanément finis :

- Soit l'horizon financier T_{fin} , après lequel les paiements s'arrêtent, est fini : dans ce cas l'horizon physique T_{carb} est en théorie repoussé à l'infini car du carbone peut être relargué $\forall t > T_{fin}$.
- Soit les flux carbone sont maintenus nuls après une certaine date T_{carb} , (par exemple celle de la saturation du projet, après laquelle plus aucun flux positif ne peut être séquestré). Mais cela impose de reporter des coûts qui prennent place aussi $\forall t > T_{carb}$, afin de maintenir le stock constitué. Pour les pratiques d'afforestation (pins, sud-est USA), *Birdsey* [1996] évalue ainsi à 65 ans la durée après laquelle l'incrément net annuel (sol et biomasse) est nul.

Ainsi posée, la question du double horizon physique et financier peut être résolue de trois manières. Une première issue serait de considérer que ces études fournissent un coût de séquestration temporaire, le carbone étant relargué à la fin du projet, sans poursuite des investissements. Mais, comme nous le verrons dans la seconde section de ce chapitre, l'avantage d'un coût plus faible se traduit éventuellement par un bénéfice climatique moindre, voire *négatif*, les dommages climatiques risquant d'être accrus après le relarguage. Une autre issue consisterait à repousser l'horizon du calcul à l'infini. Nous adopterons ce point de vue dans l'étude théorique du prochain chapitre (Chap. 8), mais elle est cependant difficilement applicable dans le cas pratique des études de coût considéré ici, parce qu'il est difficile de connaître les flux physiques et financiers à très long terme. Une dernière attitude, compatible avec le système de définition que nous allons établir dans cette section, consiste à prendre un horizon carbone T_{carb} fini (Fig. 7.1) au delà duquel les

¹Il y a là un piège car la plupart des analyses considèrent à priori une durée d'étude, sur laquelle les coûts et les rendements-carbone sont évalués, mais sans consolider leurs résultats par la prise en compte réaliste des effets carbone et financiers susceptibles de se produire après la période définissant le projet, et pouvant remettre en cause l'opportunité du projet. Par exemple, comme nous le verrons plus loin, les calculs de coûts marginaux trouvés dans la littérature [Adams *et al.*, 1996, 1993; McCarl *et al.*, 2001] s'entendent avec l'hypothèse que les volumes, en fin d'activité, sont stockés et *préservés indéfiniment de toute oxydation* à un coût net nul. Cette hypothèse est soit explicitement mentionnée comme dans [Adams *et al.*, 1993] pour le cas des boisements, ceux-ci procurant des revenus tirés de la vente du bois supposée compenser exactement les coûts d'opportunité liés à l'immobilisation des terres après la période d'étude, soit seulement implicitement “évacuée” par la fixation d'un horizon de 100 ans au delà duquel les gains et les pertes ne sont pas mesurés [McCarl *et al.*, 2001]. Ainsi, nous pouvons nous attendre à ce que ces études, en surestimant le carbone séquestré sur le long terme, ou en sous-estimant les coûts sur le long-terme, finissent par sous-estimer nettement les coûts effectifs de séquestration à titre permanent, seuls à même d'être comparés à des coûts d'abattement fossile instantanés.

flux physiques sont garantis nuls (et donc en préservant le stock constitué), étant entendu que les coûts qui se produiraient à $t > T_{carb}$ sont de leur côté pris en compte dans le calcul initial.

7.1.1.2 Métriques physiques et coût unitaire du carbone : définitions

Supposons donc dans un premier temps réglé le problème du coût actualisé d'un certain projet de mitigation, d'horizon *physique* T_{carb} . Eventuellement, s'il s'agit d'un projet de séquestration, la remarque précédente nous impose de calculer un coût actualisé sur un horizon *financier* $T_{fin} = +\infty$. Mais quel type de “bien” avons nous acheté ? Nous avons acheté une séquence de *flux* séquestrés ou non-émis². Or ce “bien” est en toute rigueur une “fonction” de $[0, T_{carb}]$ dans $\mathbb{R}$: on ne peut donc facilement mesurer une *quantité* de ce “bien”. Pour cela, il faut se donner une “métrique”, qui à une fonction particulière (un profil de séquestration) va attribuer une valeur scalaire (la métrique-carbone).

Définition 10 (métrique du carbone) Soit l'ensemble $\mathcal{F}(I, \mathbb{R})$ des séquences f de flux nets annuels (si t est en années) de carbone depuis l'atmosphère vers les réservoirs terrestres considérés, sur l'intervalle temporel $I = [0, T]$. On appelle métrique du carbone sur I , une fonction m_I :

$$\begin{array}{ccc} \mathcal{F}(I, \mathbb{R}) & \xrightarrow{m_I} & \mathbb{R} \\ f & \longmapsto & m_I(f) \end{array}$$

associant au profil de flux f le scalaire $m_I(f) \in \mathbb{R}$.

Le problème du choix de la métrique est commun à l'abattement fossile et à la séquestration, mais il est facilité dans le cas fossile, si l'on considère que, dans ce cas, les quantités annuelles abattues sont *constantes*, et positives. Financer un projet d'abattement fossile revient donc à “acheter” un flux constant (en tC/an) sur la durée de vie du projet : il est facile de caractériser ce que l'on achète par la donnée du couple (i) flux annuel supposé constant et (ii) durée du projet. A l'opposé, en raison de l'inertie de la réponse des systèmes naturels permettant de constituer un stock de carbone, financer un projet de séquestration, c'est acheter une surface sur laquelle va prendre place un profil temporel *a priori* complexe de flux nets (Fig. 7.1). La prévention de la déforestation génère en effet un gain carbone immédiat, en terme de source évitée, alors que des plantations soutirent du carbone de l'atmosphère de manière efficace uniquement après un certain délai.

²Le chapitre 3 nous a montré que l'impact atmosphérique de ces flux est différent, mais le Protocole de Kyoto n'effectue pas de distinction entre ceux-ci, qui sont échangeables sur le marché du carbone. Dans ce cadre, une séquence de flux séquestrée et une séquence de flux non-émise sont un seul et même “bien”.

Le problème de la métrique “physique” devient donc incontournable, pour comparer sur une même échelle des projets de nature différente, et pour leur affecter un “coût” dans un système définissant les quantités de manière univoque. Il l’est aussi à un niveau plus agrégé, pour la mesure des “crédits carbone” (Arts. 3.3, 3.4 et 12) attribués dans le cadre du Protocole de Kyoto (Chap. 2). A chaque métrique du carbone ainsi définie est associée une définition du coût unitaire :

Définition 11 (coût unitaire) *Soit une métrique du carbone m_I sur l’intervalle $I = [0, T]$. Par définition, le coût unitaire de séquestration associé au projet caractérisé par des flux $f \in \mathcal{F}(I, \mathbb{R})$, est :*

$$c(f) = \frac{C_{tot}(f)}{m(f)} \quad (7.1)$$

où $C_{tot}(f) = \int_0^{T_{fin}} C(t) e^{-\rho t} dt$ est le coût total actualisé du projet financé sur une période $J = [0, T_{fin}]$. Eventuellement $T_{fin} = +\infty$ pour un projet de séquestration.

Ces deux définitions génériques, qui rendent le coût unitaire relatif à une certaine métrique du carbone, se déclinent usuellement en trois versions que nous allons détailler maintenant : la métrique de sommation des flux, la métrique des stocks moyens, la métrique des flux actualisés.

7.1.1.3 Trois métriques concurrentes : trois significations du coût unitaire

Définition 12 (métrique de sommation des flux) *On appelle métrique de sommation des flux, de durée T , la métrique particulière :*

$$m_I(f) = \int_0^T f(t) dt \quad (7.2)$$

L’unité de cette métrique est la tonne de carbone. Cette métrique associe au projet le cumul des tonnes séquestrées à l’horizon T du projet.

Avec cette métrique, on évalue le coût actualisé du *stock* constitué à la fin de la période. Ce stock est donné par $\int_0^T f(t) dt$. Dans le cas des flux constants $f(t) = f_0$, on retrouve une méthode utilisée dans la plupart des études *bottom-up* d’évaluation des coûts d’abattement fossile. Pertinente pour la définition des coûts fossiles, l’extension de cette méthode au cas de la séquestration ne permet toutefois pas de distinguer, à quantité totale séquestrée égale, différents profils temporels de séquestration (capture tôt ou tard entre 0 et T). C’est pour cette raison qu’on a introduit deux autres métriques, dites des “stocks moyens” et des “flux actualisés” :

Définition 13 (métrique des stocks moyens) *On appelle métrique des stocks moyens, de durée T , la métrique particulière :*

$$m_I(f) = \frac{1}{T} \int_0^T \int_0^t f(s) ds dt \quad (7.3)$$

L'unité de cette métrique est la tonne de carbone. Cette métrique associe au projet la moyenne du stock séquestré.

Cette métrique permet de transcrire partiellement la structure temporelle des flux : en l'utilisant, on évalue le coût actualisé du stock *additionnel moyen* de carbone lié au projet. Un tel "stock *additionnel*", à un instant t , est égal à $\int_0^t f(s)ds$, où $f(s)$ est le flux net annuel. L'intérêt de cette méthode est de permettre une "rémunération" différenciée du carbone en fonction de la dynamique temporelle de stockage, même dans le cas où les flux nets cumulés vers l'atmosphère sont identiques : les projets dont le stock est constitué tardivement sont pénalisés³.

Définition 14 (métrique des flux actualisés) *On appelle métrique des flux actualisés, de durée T , la métrique particulière :*

$$m_I(f) = \int_0^T f(t) e^{-\rho_c t} dt \quad (7.4)$$

L'unité de cette métrique-carbone est aussi appelée équivalent tonnes nettes présentes. Elle associe au projet la somme actualisée des flux.

Cette méthode est très répandue dans la littérature : elle revient à évaluer le coût actualisé d'une *somme actualisée de flux de carbone*. Cependant, elle fait dépendre le volume mesuré de carbone du taux d'escompte ρ_c choisi pour "actualiser le carbone" : *Richards et al.* [1993] ont ainsi montré qu'une variation de 3% à 7% d'un tel taux conduit à doubler le coût unitaire affiché, alors même que ce taux n'a pas d'effet sur ce qui est vu par l'atmosphère, ni sur la séquence de coûts financiers instantanés.

³Supposons en effet deux projets amenant à séquestrer chacun un cumul de x tonnes de carbone, à l'horizon physique $T_{carb} = 10$ ans, pour un coût actualisé C_{tot} identique pour les deux projets, mais ayant des profils de flux différents : pour le premier, les x tonnes sont gagnées au bout d'un an, pour le second au bout de 9 ans. Le stock moyen du premier (resp. second) projet est donc égal à $9/10x$ (resp. $1/10x$). Le coût unitaire ou "prix" de la "tonne de carbone" dans le premier cas (resp. second) est de $1,11 \frac{C_{tot}}{x}$ (resp. $10 \frac{C_{tot}}{x}$). En conclusion, l'application de la métrique des stocks moyens conduit à des coûts unitaire différents d'un ordre de grandeur, alors que la métrique des flux cumulés (somme des flux) aurait abouti à des coûts unitaires identiques.

7.1.1.4 Métriques multiples mais vocabulaire unique

Au final, toutes les métriques $m_I(f)$ produisent une variable scalaire dont l'unité physique de mesure est toujours la *tonne de carbone*. Mais, dans un cas il s'agit du stock total à la fin du projet, dans l'autre, du stock additionnel moyen, et pour la dernière, d'une somme pondérée de flux, elle aussi exprimée, par abus de langage, en "tonnes de carbone". La coexistence de plusieurs types de métriques ne serait pas, en soi, un problème, si elles ne s'exprimaient pas toutes dans des unités physiques taxonomiquement semblables, et donc n'entraînaient pas une même convergence du vocabulaire concernant les coûts, tous exprimés en *numéraire par tonne de carbone*. Pourtant, avec les conventions choisies, selon la métrique adoptée, le "prix" de la tonne de carbone, *pour un même projet, de financement et des rendements-carbone déterminés*, peut être très différent⁴. C'est un point important, à l'origine de nombreuses confusions dans l'interprétation des résultats de coût unitaire de projets de séquestration, qui n'ont de sens qu'accompagnés d'une mention explicite de la métrique. Cette précision de bon sens est souvent respectée dans la littérature, mais elle nécessite aussi une précaution accrue de la part du public, chercheurs, décideurs et négociateurs, sensés interpréter ces chiffres.

7.1.1.5 Métriques, perte d'information et cercles vicieux logiques

En dehors des problèmes de multiplicité des métriques, le fait de résumer une séquence de flux en un terme scalaire entraîne deux écueils théoriques supplémentaires : (i) celui lié à la perte d'information et (ii) celui lié à la différenciation "équitable" de flux de carbone apparaissant à différents instants du temps.

Tout d'abord, à métrique donnée, la répartition temporelle des flux physiques et financiers influe, nous l'avons vu, sur le résultat final du coût unitaire (et du total de tonnes séquestrées). Mais, une fois publié un coût unitaire du stockage d'une certaine "quantité" de carbone (exprimée en métrique), il n'y a plus moyen de "récupérer" l'information sur l'évolution temporelle des flux, tant physiques que financiers, à l'intérieur du projet considéré. Or, les projets de séquestration s'étendent généralement sur plusieurs décennies, donc cette information est importante tant d'un point de vue

⁴Un exemple simple permet de mesurer cet effet : soit un projet capturant un total de x tonnes sur 10 ans, au rythme constant $f(t) = x/10$ tonnes/an. Le coût total actualisé du projet est connu et égal à C_{tot} . Supposons un taux d'actualisation de 5% l'an. Les coûts unitaires dérivés des trois méthodes (somme des flux, stocks moyens, flux actualisés) sont respectivement égaux à C_{tot}/x , $C_{tot}/2x$, et $C_{tot}/\int_0^{10} \frac{x}{10} e^{-0,95 t} dt = 1,27 C_{tot}/x$: les coûts peuvent donc varier, sur cet exemple, de plus de 250% rien que par changement de métrique, d'où la grande prudence nécessaire à l'heure d'interpréter des données de coût unitaire de séquestration.

atmosphérique – *il est important de savoir quand les tonnes seront séquestrées pour calculer la trajectoire de concentration* – que d’un point de vue économique – *comment se répartissent les flux sur différentes périodes d’engagement du Protocole ?* Pour un même coût total actualisé, certains projets séquestrent rapidement avec des coûts de maintenance futurs élevés, d’autres impliquent un coût important à court terme mais avec des gains en carbone différés. Or, l’investisseur ou le décideur a besoin de connaître le profil temporel des effets-carbone et des coûts financiers. La modélisation dans un cadre coût-bénéfice inter-temporel se nourrit également de ces précisions. Une variable agrégée et sans référence temporelle est alors de peu d’utilité, car elle contient moins d’informations, et ce d’autant plus dans le cas de la séquestration, où les profils temporels des bénéfices sont potentiellement complexes (Fig 7.1).

Ensuite, une tonne séquestrée à un instant t n’a effectivement pas, *a priori*, la même *valeur économique* (par exemple en terme de dommages évités) qu’une tonne séquestrée à $t' \neq t$. Nous expliquerons, dans la deuxième section de ce chapitre, pourquoi il en est ainsi. Mais sur quelle base choisir la relation d’équivalence entre tonnes séquestrées à différents instants ? Le choix de la métrique des flux actualisés revient à actualiser le “carbone”, éventuellement au même taux que le numéraire [Stavins, 1999]. Ce cas revient à adopter une hypothèse économique forte qui voudrait que le prix de marché du carbone soit *constant* en valeur actualisée. Dans un monde de premier rang où le prix du carbone traduit l’internalisation des dommages climatiques (comme nous le verrons plus loin), cela revient aussi à formuler une hypothèse forte sur l’évolution future des dommages⁵. Or, rien ne permet de se fixer une telle hypothèse *a priori* : cette hypothèse n’est pas vérifiée dans la plupart des modèles de contrôle optimal, les dommages marginaux, comme nous le verrons Chap. 7, évoluant de manière non triviale dans le temps. Mais surtout, il est un peu “spécieux” de faire dépendre les coûts techniques d’abattement de conjectures sur l’évolution des dommages (ou du prix du carbone), au risque de mettre en place une sorte de “cercle vicieux logique”. La comparaison des coûts d’abattement et du coût des dommages (ou du prix du carbone) doit en toute rigueur apparaître ultérieurement, sans que l’on ait ainsi besoin de l’un pour définir l’autre.

⁵La constance du prix du carbone revient à admettre, dans un monde de premier rang, la constance, en valeur actualisée, du dommage incrémental, c’est-à-dire la variation de dommage total actualisé causée par une tonne de carbone supplémentaire émise à une certaine date. Autrement dit, on suppose alors que la valeur marginale de l’abattement est la même quel que soit la date de ce dernier. Nous reviendrons sur ce point technique dans la deuxième partie du chapitre.

7.1.2 Méthodes alternatives d'évaluation des coûts

7.1.2.1 Les deux boîtes à outils de l'économiste

La coexistence de plusieurs définitions pour les volumes séquestrés et pour les coûts afférents crée, nous l'avons vu, une première source de variabilité, d'ordre sémantique, dans l'estimation des coûts de séquestration. Une deuxième source de variabilité est elle directement liée (à métrique fixée) au fait de disposer de différents outils économiques d'évaluation du coût des projets. Mais le fait d'être bien équipé au niveau méthodologique est plutôt heureux, car différentes catégories des coûts de la terre, pour lesquels les outils d'évaluation sont plus ou moins appropriés, existent :

les coûts d'opportunité de la terre. Ce sont les bénéfices dont on se prive lorsque l'on utilise une parcelle de terre à des fins de séquestration plutôt qu'à d'autres activités. Ce coût est directement lié au prix des terres sur le marché, qui, idéalement, est le reflet du rendement financier que l'on peut tirer de la terre.

les coûts "techniques" de mise en place du projet, d'entretien et d'administration⁶. A ces coûts peut être retranchés la mesure de bénéfices environnementaux ancillaires – par exemple, liés à l'arrêt de pratiques agricoles néfastes, à l'amélioration de la résistance à l'érosion, à la chasse ou à des usages récréatifs ou non marchands.

les coûts économiques sectoriels, qui mesurent l'impact économique d'un projet de séquestration sur le revenu des autres secteurs de l'économie, y compris les ménages. Eventuellement, en fonction du degré de consolidation, on parlera de coût macro-économique.

Face au défi de l'évaluation de ces diverses catégories de coûts et des questions de redistribution que ces dépenses engendrent éventuellement, l'économiste dispose de deux boîtes à outils : la boîte "*bottom-up*" ou ascendante, et la boîte "*top-down*" ou descendante.

Les outils "*bottom-up*" sont typiquement ceux de l'ingénieur. L'approche est alors basée sur des séries d'estimations de potentiels techniques, à un niveau relativement désagrégé, et de leurs coûts, ceux-ci se résumant à la valeur des biens nécessaires à la production du bien en question. Dans le cas de la séquestration, on pourra faire appel à cette méthode pour évaluer les coûts de la terre à partir de séries statistiques de prix agricoles, de prix de la terre (vente ou fermage), de revenus agricoles. Ces études présentent toutes un caractère économétrique marqué [Stavins, 1999], ou une forte dominante technico-économique au niveau des projets individuels [Makundi et Sathaye, 2004; Sathaye et al., 2002; Richards et al., 1993], mais ont du mal à capter la propagation des coûts (ou des bénéfices) dans les autres secteurs

⁶Par coût technique, on entend des coûts directs industriels et financiers, actualisés sur l'ensemble des cycles de vie concernés. Ils sont généralement assez faibles par rapport aux coûts d'opportunité dans le cas de la séquestration.

de l'économie, par exemple les ménages.

L'approche “*top-down*” est typiquement une méthode d'économiste : différents secteurs de l'économie sont cette fois pris en compte (mais à un niveau plus agrégé) afin d'évaluer les transferts nets de coûts sur différents secteurs, et éventuellement de montrer un bilan consolidé du coût sur l'ensemble de l'économie. Les approches “*top-down*” les plus raffinées incluent une approche dynamique pour mesurer également l'impact sur la croissance. Ces approches sont particulièrement pertinentes pour l'évaluation des coûts de séquestration. En effet, une des caractéristiques des activités de séquestration dans le secteur agricole et forestier (reboisement, gestion forestière à objectif carbone, zéro labour, production de bio-carburants) est qu'elles prennent place potentiellement sur la même quantité – limitée – de terres, et qu'en outre, elles sont en compétition avec les pratiques productives traditionnelles. Cette double compétition (production de carbone *versus* production traditionnelle et *versus* activités productives concurrentes) implique que le coût de mise en place d'une activité de séquestration inclut aussi les effets sur les autres secteurs, ainsi que les effets d'équilibre général (ou sectoriel) [McCarl et Schneider, 2000].

Les approches précédentes permettant le calcul d'un coût *unitaire*, fournissent des estimations *ponctuelles* de coût, quelle que soit l'approche utilisée pour évaluer le coût actualisé (approche d'ingénieur, ou approche d'économiste). Or il est souvent intéressant de savoir comment le coût varie avec les quantités séquestrées (taille du projet), ou, de manière équivalente, quelles quantités seraient séquestrées pour une gamme de subventions rémunérant le carbone (ou une gamme de prix de la tonne de carbone sur un marché d'échange). Ce problème est celui de la construction d'une fonction de coût *marginal*.

Ces estimations ponctuelles ne sont pas d'un grand intérêt prises de manière isolée, et il est bien plus intéressant de savoir comment le coût évolue en fonction des quantités séquestrées ou de la taille du projet, ou, de manière équivalente, quelles quantités seraient disponibles étant fixée une subvention qui rémunérerait le carbone (ou un prix de la tonne de carbone sur un marché d'échange). Ce problème est celui de la construction d'une fonction de coût *marginal*.

Définition 15 Une fonction de coût (marginal) $p = g(V)$ relie un volume V de tonnes séquestrées, exprimé dans une certaine métrique, au coût marginal p , exprimé en \$ par unité de métrique, qui est le coût (unitaire) de la V -ième tonne séquestrée.

Les méthodes *bottom-up* et *top-down* conduisent de manière différente à l'obtention de fonctions de coût marginal, comme nous allons le voir.

7.1.2.2 Fonctions de coûts de la terre dans une approche d'ingénieur

Cette méthode de construction agrège une série de valeurs ponctuelles (coût unitaire, volume stocké) de projets de séquestration, qui sont classées par coût croissant (voir Fig. 7.2).

Makundi et Sathaye [2004] se sont attachés à construire ainsi une courbe de coût en intégrant des résultats (non exhaustifs) concernant 36 projets (plantations à courte et longue rotation, régénération forestière, gestion forestière, reforestation, exploitation faible impact, agroforesterie) au Brésil, Chine, Inde, Indonésie, Philippines et Taïwan. Ces projets concernent un stock cumulé de 6 GtC environ, et les prix s'échelonnent de - 1000 US\$/tC à + 600 US\$/tC, avec application de taux d'actualisation de 8 à 12 % pour la mesure des coûts. Leur vision est particulièrement optimiste : 3 GtC peuvent être obtenus à coût négatif, et 35 projets sur 36 sont en dessous de 100 US\$/tC.

Cette méthode, basée sur une juxtaposition de projets, est intéressante du fait de sa proximité avec des faits techniques. Mais elle pose néanmoins d'importants problèmes de cohérence, si les méthodologies diffèrent parmi les études ponctuelles considérées, et si les horizons temporels des projets sont très différents. La lecture des courbes est alors particulièrement délicate (quel coûts et quels flux à quelles dates ?), et potentiellement piégeante, car ces courbes ne peuvent *pas* être interprétées comme des courbes de coût "instantanées". La question de la métrique, déjà déterminante au niveau du projet isolé, se trouve donc amplifiée. Certains auteurs présentent leurs résultats avec une métrique carbone en abscisse différente de celle utilisée en ordonnée pour l'expression du coût unitaire : *Richards et al.* [1993] utilisent ainsi comme unité en abscisse la métrique de sommation des flux, en ordonnée un coût par unité "flux actualisés". Cela rend impossible l'interprétation de leur courbe comme une courbe de coût "marginal", et dangereuse son éventuelle comparaison avec des coûts marginaux de mitigation fossile.

Pertinence technique, mais manque potentiel de cohérence : ces deux caractéristiques de l'approche *bottom-up* pour produire des courbes de coût de séquestration sont inversées dans le cas de l'approche *top-down*.

7.1.2.3 Fonction de coût marginal dérivées de modèles d'équilibre partiel ou général

La séquestration du carbone (boisements, conservation de forêts, séquestration dans les sols agricoles) est susceptible de créer une large gamme d'effets économiques intersectoriels, dits d'équilibre général. Par exemple, des programmes de boisements peuvent pousser à la hausse les prix des produits agricoles, mais faire baisser les prix du bois. À l'inverse, les prix du bois

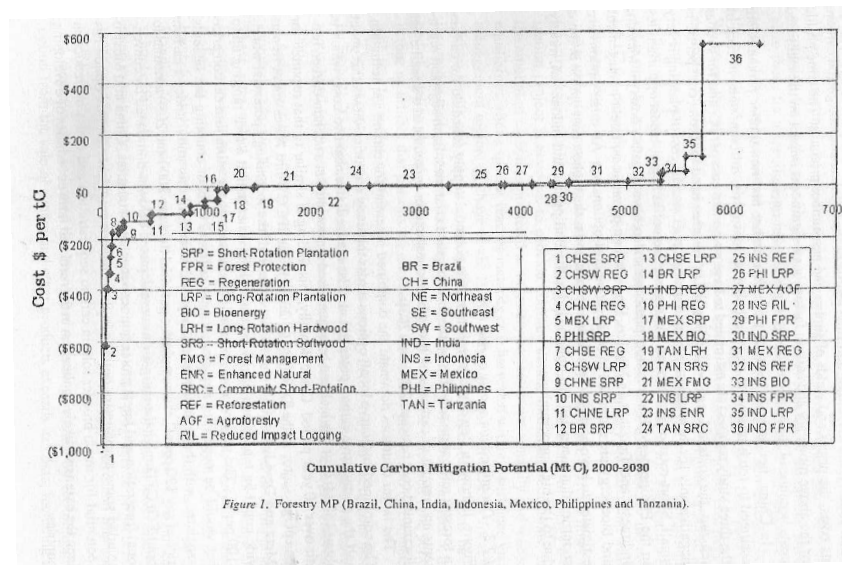
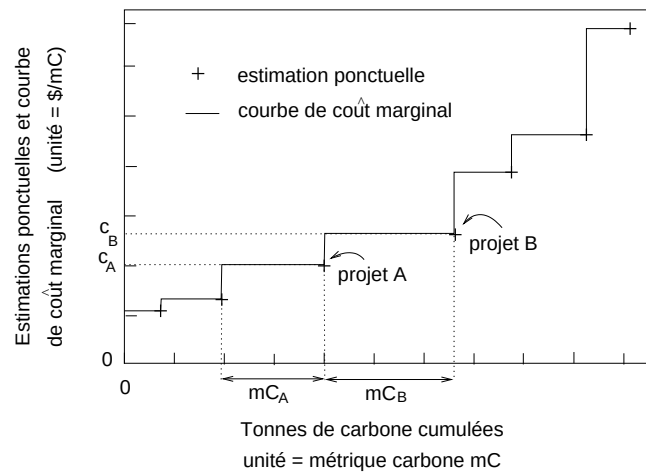


FIG. 7.2: Principe (en haut) et cas concret (en bas, pour l'Inde, le Brésil, La Chine, l'Indonésie, le Mexique, les Philippines, la Tanzanie, d'après [Makundi et Sathaye, 2004]) de reconstruction d'une courbe de coût marginal de séquestration à partir d'estimations ponctuelles. En abscisse, mC est la métrique carbone du projet (par exemple en "net present ton equivalent"). En ordonnée, c est le coût (unitaire, étant donné la métrique carbone) associé au projet. Le classement des projets selon des coûts unitaires croissants permet de définir une fonction de coût, dont l'argument est le volume cumulé séquestré en métrique carbone. Cette méthode impose que tous les projets soient mesurés dans la même métrique carbone.

peuvent monter suite à des programmes de conservation de forêts [Adams *et al.*, 1993; McCarl *et al.*, 2001].

Ces effets sur les prix ont, en retour, un impact sur les flux de carbone existant par ailleurs dans les filières. En effet, une hausse des prix du bois peut soit favoriser le développement des plantations industrielles, soit pousser à une gestion plus intensive des forêts existantes (Sohngen *et al.*), mais elle peut aussi tendre à réduire la demande en bois, donc à stocker moins de carbone dans les réservoirs produits. Inversement, une baisse des prix du bois peut stimuler la demande et conduire à un stockage additionnel dans les réservoirs produits, mais aussi causer une mauvaise rentabilité de certaines forêts gérées, alors converties à d'autres usages moins bénéfiques au niveau carbone.

L'approche par équilibre général ou partiel ambitionne de capter tout ou partie de ces effets de prix et de quantité dans le calcul des "coûts" des programmes de séquestration. Si l'on dispose de tels modèles sectoriels, on peut leur imposer une contrainte-carbone en quantité (volume à séquestrer ou échelle d'un programme) ou en prix (taux de subvention ou niveau de taxe carbone), et regarder comment les secteurs réagissent. Dans le premier cas, que nous appellerons méthode *quantité-prix*, les quantités séquestrées offertes sont fixées à des niveaux alternatifs, pour lesquels des coûts marginaux sont calculés. Dans le second cas, appelé *prix-quantité*, une série de prix du carbone est au contraire prescrite, auxquels les secteurs forestiers et agricoles réagissent par une offre de séquestration. A titre d'exemple, nous allons revenir sur ces méthodes, alternativement basée sur la fixation de contraintes en quantités ou en prix, dans le cas de deux études célèbres relatives aux prix du carbone séquestré aux USA.

Méthode quantité-prix Adams *et al.* [1993] ont fourni une des premières estimations de fonction de coût utilisant une méthode d'équilibre partiel sur les secteurs forestiers et agricoles aux USA. A chaque contrainte de quantité, qu'ils font varier entre 0 et 630 MtC/an⁷, ils calculent un prix implicite, ou *shadow price*, relatif à un programme d'optimisation, prix implicite qui peut être interprété comme la variation marginale du critère optimal⁸, à une variation marginale de la contrainte [Carpentier *et al.*, 2002]. Adams *et al.* [1993] interprètent alors ce prix implicite comme permettant de définir un taux de subvention, qui inciterait les agriculteurs à réaliser *spontanément*⁹

⁷Cet objectif en quantité est transcrit en contrainte de surfaces immobilisées parce que Adams *et al.* [1993] supposent des flux séquestrés constants par unité de surface (en unité tC/ha/an) sur la période de l'étude.

⁸Ce critère est une somme actualisée des bénéfices ou revenus nets des différents secteurs sur la période d'étude.

⁹Ceci serait vrai en toute rigueur si les agriculteurs sont capables de calculer les effets d'équilibre général, car à cause de ces effets, les coûts marginaux ainsi mesurés ne sont pas égaux aux coûts marginaux techniques d'abattement supportés par les agriculteurs.

le programme d'afforestation considéré. Evidemment, le versement d'une telle subvention s'accompagne de la création d'une rente carbone pour les agriculteurs (certains agriculteurs pouvant produire le carbone à un coût moindre). La Table 7.1 résume ces résultats, et montre les effets indirects négatifs sur les consommateurs (locaux et étrangers) et le secteur agricole, incluant les effets sur la demande de produits agricoles, ainsi que le coût social net. *Adams et al.* [1993] estiment ainsi que des programmes d'afforestation de terres agricoles aux USA pourraient raisonnablement concerner une surface agricole équivalente à 15% à 80% des 140 millions d'hectares de forêts de production commerciale, niveaux calculés pour séquestrer des quantités équivalentes de 10 à 50 % du niveau d'émissions fossiles atteint aux USA en 1990¹⁰. Malgré le caractère discutable des hypothèses physiques et économiques sur lesquelles elle repose, les conclusions optimistes de cette étude n'ont pas été sans conséquences sur la position de la diplomatie américaine pour imposer une large prise en compte des puits dans le système quantitatif qui allait être établi à Kyoto (Chap. 2).

Méthode prix-quantité Cette méthode est le pendant de la précédente : cette fois-ci on prescrit un prix marginal du carbone, et on tente d'inférer comment l'ensemble des secteurs réagissent en terme de volume annuel séquestré. La subtilité vient du fait qu'étant donné un prix exogène du carbone, non pas une mais plusieurs activités de stockage peuvent être mises en place concurrentiellement. L'intérêt d'une telle approche d'équilibre général par les prix est alors de révéler les effets concurrentiels entre les différentes activités de séquestration et les filières concernées : la réponse *concurrentielle* (autorisant un *panel d'activités* de séquestration) est sensiblement différente des réponses *individuelles* mettant en œuvre un seul type de séquestration à la fois : c'est ce qu'on montré *McCarl et Schneider* [2001] pour les USA, sur la base d'un modèle sectoriel des marchés agricoles et forestiers (Fig. 7.3). Ces auteurs révèlent en particulier que des programmes de séquestration de carbone dans les sols agricoles apparaissent spontanément à des niveaux re-

On peut regretter que les auteurs n'évaluent pas la part respective des coûts techniques dans le coût social total.

¹⁰Malheureusement, les auteurs ne précisent pas la durée des programmes considérés, et surtout supposent un taux de séquestration annuel constant. Or un calcul rapide montre que l'incrément annuel moyen chez *[Adams et al., 1993]* pour le programme de 252 MtC/an est de 6 tC/ha : outre le fait que cette valeur est une borne supérieure des valeurs communément admises dans la littérature¹¹, il semble difficile de maintenir cet incrément annuel sur plus de 10 à 20 ans, la densité typique à l'équilibre de telles forêts étant de l'ordre de 80 tC/ha. Le respect de la contrainte quantitative (flux annuel séquestré constant) impose de renouveler la rotation, tout en conservant le stock de bois constitué, or de tels coûts ne sont pas inclus (tout comme ne sont pas inclus les revenus de la vente de bois : les auteurs assurent que l'inclusion de la vente de bois ferait baisser le coût marginal de séquestration, tout en augmentant le surplus du consommateur en raison des prix du bois poussés à la baisse : mais quid du coût du maintien des stocks de carbone ainsi constitués?).

			Contraintes de séquestration			
			Flux annuel sequestré (MtC/an)			
			126	252	378	630
Coût marginal annualisé	(\$/tC)	(a)	18,3	25,2	34,2	55,0
		(b)	16,6	20,7	23,2	34,7
Surface mobilisée	(Mha)	(a)	20,1	42,0	65,7	111,1
		(b)	28.7	56,0	80,0	122,9
<i>Effets redistributifs</i>						
Charge Etat (subv.)	(10 ⁶ \$)	(a)	-2570	-7053	-14351	-38506
Surplus du consomm.	(10 ⁶ \$)		-2358	-4276	-5515	-15760
Surplus agricole	(10 ⁶ \$)		2749	6084	10308	32480
Bénéfice social net	(10 ⁶ \$)		-2179	-5254	-9558	-21785

TAB. 7.1: Coûts marginaux annualisés (fonction du flux annuel séquestré) pour des programmes de plantation aux USA. L'unité d'un tel coût marginal est $(\$/\text{an})/(\text{tC}/\text{an}) = \$/\text{tC}$. Données reprises de [Adams et al., 1993] (a) et [Moulton et Richards, 1990] (b), en convertissant les unités : 1 *short ton* (stère) = 0,9 t, 1 acre = 0,4047 ha. Les coûts sont annualisés, exprimés en \$90, et l'incrément annuel carbone (en tC/ha/an) est supposé constant. L'analyse de [Moulton et Richards, 1990], dans laquelle les rentes foncières sont fixes, ne capte pas l'augmentation de celle-ci avec l'augmentation des prix agricoles quand la taille du programme d'afforestation croît. Pour l'analyse des effets redistributifs, les auteurs considèrent qu'il est versé aux agriculteurs une subvention à la production de carbone de taux égal au coût marginal social. Le bénéfice social net donne le coût consolidé de la politique carbone sur l'ensemble des secteurs, des consommateurs et de l'Etat.

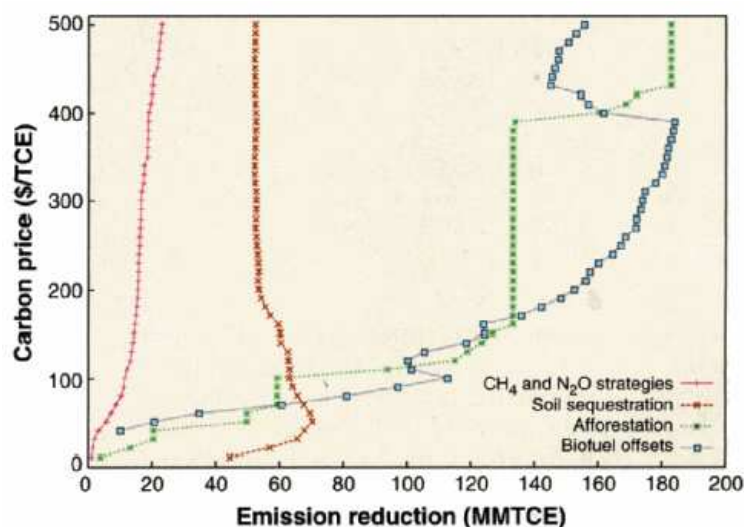


FIG. 7.3: Courbes de coût de séquestration résultant du modèle FASOM (Modèle d'optimisation sectorielle agriculture forêt), pour les USA. Dans le cas concurrentiel, les fonctions de coûts afférentes à chaque activités ne sont *pas* monotones : pour des prix croissants du carbone, le niveau de séquestration d'une activité particulière peut décroître, en raison de l'entrée en jeu d'une autre stratégie de mitigation plus chère, mais plus efficace, et qui, *empiétant sur les terres disponibles*, ou *via des effets de marché*, ou encore à cause de *leakage*, créer l'opportunité de diminuer de la part de l'activité qui dominait à des niveaux moindres du prix du carbone. Ainsi, "*In essence, agriculture possesses a backward-bending GHG mitigation supply function due to inter-sectoral substitution at the higher carbon prices*" [McCarl et al., 2001, p.7]. Source : McCarl et Schneider [2001].

lativement bas de taxe-carbone, mais que les volumes séquestrés diminuent au profit de l'afforestation et des biocarburants pour des niveaux de taxe supérieurs. Cette non monotonie des réponses individuelles s'explique par le fait que les activités agricoles et forestières sont contraintes de *se partager* une quantité finie de capital (la terre), et que leur rentabilité s'exprime sur des plages de prix différentes.

Au total, malgré certains défauts, et notamment une sous-estimation du coût du carbone liée au fait que les flux physiques et financiers prenant place hors de la durée de l'étude ne sont pas "internalisés", les travaux de McCarl (Fig. 7.3) sont certainement les plus solides à l'heure actuelle parce qu'ils captent justement les effets économiques intersectoriels, tout en étant précis au niveau plus technique des rendement carbone durant la période d'étude. Limitée aux USA, les auteurs montrent un profil intéressant pour les fonctions de coût de mitigation du secteur agricole et forestier. Un potentiel relativement important existe à bas coût, de l'ordre de 250 MtC/an à

moins de 100 US\$/tC, volume à comparer aux quelques 600 MtC/an que les USA *auraient du fournir* pour être en observance du Protocole de Kyoto. Mais au delà de ces 250 MtC/an, la courbe de coût est très inélastique : augmenter le prix du carbone ne permet pas de mettre en jeu des options de séquestration supplémentaires. Ceci fixe une limite au potentiel de séquestration “économiquement raisonnable”, et justifie la conclusion des auteurs : *“There is no evidence that agricultural and forestry directed greenhouse gases mitigation efforts may be sufficient to fulfill Kyoto Protocol-like emission-reductions obligations”* [McCarl et Schneider, 2001]. En d’autres termes, de l’acceptation même des auteurs de l’étude, l’effort retombera sur le secteur fossile, et ce d’autant plus lors des périodes ultérieures où des engagements plus restrictifs devront être pris.

7.1.3 Une représentation des coûts de la terre séparée de l’évaluation des flux de carbone

La conclusion des deux sous-sections précédentes est que s’il est plutôt heureux que des méthodes concurrentes soient disponibles pour l’évaluation des coûts de la terre, la coexistence de plusieurs métriques¹² de coût est plutôt un handicap, pour plusieurs raisons que nous avons passé en revue. Peut-on éviter d’avoir recours à de telles métriques ? Oui, mais cela suppose d’évaluer séparément les coûts de la terre et les rendements-carbone, et de traiter une information moins condensée, et donc :

- d’explicitier la façon dont s’établissent les flux physiques, liés à la dynamique du carbone associée aux différents projets : le calcul coût-bénéfice doit s’effectuer à “bas niveau”,
- de disposer d’un modèle économique donnant les *séquences* de coût d’investissements instantanés associées à un usage particulier des terres, ce qui n’est pas un problème en soi, mais peut l’être lorsque les exigences font que la modélisation doit restée “compacte” (cf. Chap. 1)

Si ces deux exigences sont remplies, alors effectivement, l’utilisation des courbes de coût de séquestration peut être contournée. Nous procéderons ainsi durant les deux dernières étapes de notre parcours sur l’opportunité d’engager des actions de séquestration dans un problème coût-bénéfice intertemporel. La partie de modélisation des flux physiques, qui aurait pu être traitée par OSCAR, sera cependant simplifiée comme dans [Lecocq et Chomitz, 2001]¹³, afin de pouvoir dériver des conditions analytiques. Seul nous

¹²En pratique, une infinité de telles métriques existe puisqu’une infinité de taux d’es-compte “physique” peuvent être utilisés dans la méthode des flux actualisés

¹³Lecocq et Chomitz [2001] considère qu’un projet de séquestration, une fois une surface “immobilisée”, constitue son stock (fini) sur une période très courte, inférieure au pas de temps du modèle. Une simplification certes abusive d’après ce que nous venons de voir, mais qui a le mérite de respecter la notion de saturation du puits, tout en permettant de dériver des résultats de manière analytique

manque une représentation du coût annuel d'opportunité des terres. La construction d'un modèle d'équilibre général permettant de calculer de tels coûts d'opportunité sortant du champ de ce travail de thèse, nous nous contenterons de considérer que le coût total annuel de l'immobilisation de terres évolue de manière quadratique avec le cumul immobilisé, comme représenté Fig. 7.4, et est défini de la façon suivante :

Définition 16 (fonction de coût annuel de la terre) Soit x le cumul de surfaces immobilisées, évalué à la date t . Le coût annuel de la politique de séquestration à t est donné par : $C(x, t) = \frac{1}{2}a_t x^2 + b_t x + c_t$. Le coût marginal à l'hectare est, dans cette hypothèse, linéaire : $\frac{\partial C}{\partial x}(x, t) = a_t x + b_t$.

Une telle forme fonctionnelle n'inclut pas d'effets d'inertie, ou de "dépendance au sentier", hormis l'effet de volume lié à l'existence d'une limite inférieure au prix des terres nouvellement converties du au fait qu'une quantité de terre $x(t)$ est déjà immobilisée. Elle repose sur l'hypothèse raisonnable que certaines terres immobilisées et détournées de l'agriculture sont plus productives que d'autres [Lecocq et Chomitz, 2001], et que nous pouvons ranger, à chaque date t , les parcelles susceptibles d'être converties, par revenu d'exploitation à l'hectare croissant. Ceci revient à faire l'hypothèse raisonnable que les hectares les moins "rentables" sont immobilisés avant les autres (Fig. 7.5). Un coût total de conception *quadratique* revient à faire l'hypothèse que, dans une année donnée, les rendements nets décroissent de façon *linéaire* avec les surfaces converties. Cette conjecture résulte d'un choix "médian" : en effet, certains auteurs [Stavins, 1999] suggèrent que l'hétérogénéité des terres conduit à des courbes de coût marginal fortement convexes, tandis que d'autres, sans récuser cet argument, sous-entendent que la forte convexité ne concerne que les points finaux de la courbe de coût. C'est le cas de [Makundi et Sathaye, 2004; Sathaye et al., 2002], donnant un coût marginal quasiment *constant* sur près de 70% du potentiel cumulé de mitigation (Fig. 7.2 en bas, p. 263), et de [Richards et al., 1993], donnant une courbe de coût marginal quasiment *linéaire* sur près de 95% du potentiel cumulé.

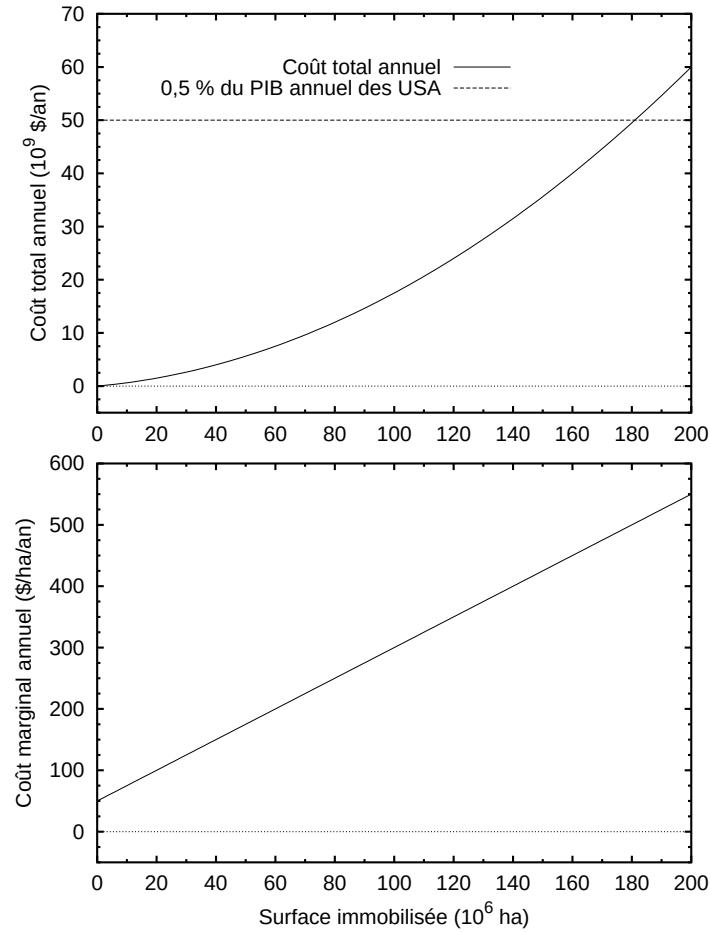


FIG. 7.4: Forme générique des fonctions de coût annuel des terres immobilisées. Haut : coût total annuel. Bas : coût marginal annuel. Trois paramètres permettent de définir ces deux courbes : le coût total en 0 (supposé nul ici), le prix du premier hectare immobilisé (coût marginal en 0, ici fixé à 50\$/ha), la pente de la droite donnant l'évolution du coût marginal avec le volume de surfaces converties (ici, le coût marginal à 100 Mha est estimé égal à 300\$/ha). Une fonction de ce type sera utilisée Chap. 9 au niveau mondial.

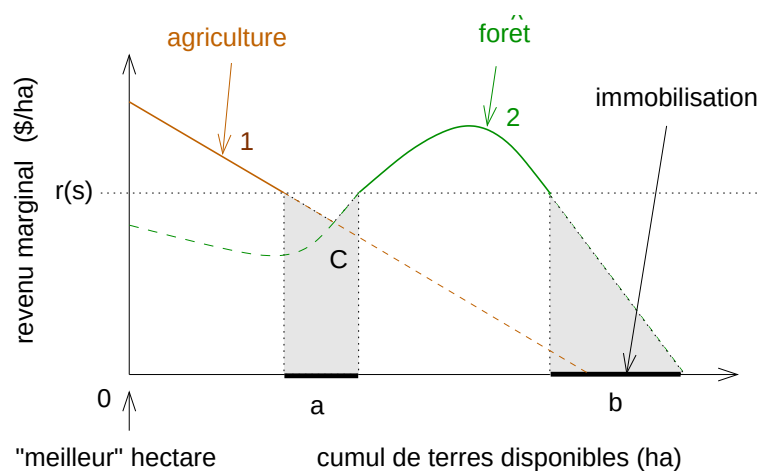


FIG. 7.5: Hiérarchies sur le coût marginal des terres et calcul du coût marginal d'immobilisation : illustration schématique. On suppose que les surfaces peuvent être rangées par revenu marginal d'exploitation annuel décroissant, *si elles étaient affectées à l'agriculture* (courbe 1). Par ailleurs, si ces surfaces étaient mises en forêts, elles présenteraient des revenus marginaux d'exploitation donnés par la courbe 2. Les intersections de ces courbes permettent de déterminer une frontière concurrentielle entre affectation à la forêt et affectation à l'agriculture (ici, point C). Une aire $s = a + b$ peut être immobilisée, à un coût *marginal* d'opportunité $r(s)$. Les surfaces immobilisées sont celles dont le revenu marginal est inférieur à $r(s)$. Le coût *total* d'opportunité est donné par l'aire grisée. L'hypothèse d'un coût total quadratique revient à supposer que $r(s)$ est *linéaire* en $s = a + b$.

7.2 Déterminer la valeur sociale du carbone séquestré

Nous venons de voir que le calcul du coût du carbone séquestré n'était pas chose immédiate. Qu'en est-il, réciproquement, de l'évaluation des *bénéfices* liés à la séquestration ? Quel est la valeur du stockage ? De la réponse à cette question dépend, *in fine*, l'opportunité d'engager les dépenses d'immobilisation de terres.

Un des résultats classiques de l'économie de l'environnement, s'appliquant à un cas dit "statique" (sans considération temporelle) est que le niveau optimal de polluant est déterminé par l'égalisation des coûts et des bénéfices marginaux résultant de sa mitigation. Or, le problème du changement climatique n'est pas statique, mais fait se rencontrer deux systèmes dynamiques complexes, le système économique et l'environnement global. Le défi consiste donc à raisonner non pas en statique, mais sur des séquences d'actions ponctuelles en termes de *séquences* temporelles de coûts et de bénéfices. Cette section s'attache à étendre les concepts de la valeur marginale d'une action de dépollution au cas particulier du problème intertemporel qui nous intéresse ici, qui est celui de la modification du profil de CO₂ atmosphérique par la séquestration. Nous en déduirons certaines conditions nécessaires pour que la séquestration entraîne effectivement un gain en terme de valeur sociale environnementale, et ce avant même de parler de son coût économique.

7.2.1 Séquestration de carbone, CO₂ atmosphérique et dommages climatiques : le cadre de raisonnement

7.2.1.1 Séquestration et réponse atmosphérique

Afin d'obtenir des résultats analytiques, nous avons besoin d'une description simple du système dynamique économie-carbone-climat. Notre description gardera un caractère générique, sauf pour l'atmosphère, puisque comme nous le verrons, la valeur de la séquestration dépendra entre autre des propriétés de la dynamique atmosphérique. Posons donc ici le cadre mathématique de cette seconde partie de chapitre.

On considère dans la suite le système dynamique économie-carbone-climat par la donnée d'un vecteur d'état $\mathbf{x} \in \mathbb{R}^n$ de ce système, et d'une dynamique $\dot{\mathbf{x}}(t) = f(\mathbf{x}(t), \mathbf{a}(t), t)$, où $\mathbf{a} \in \mathbb{R}^p$ est un vecteur de commandes sur le système. Typiquement, l'*excès*¹⁴ $C(t)$ de contenu carbone de l'atmosphère est une des coordonnées (par ex. x_1) du vecteur d'état $\mathbf{x}$, et les émissions fossiles instantanées $e(t)$, exprimées par exemple en GtC/an, sont une coordonnée (par ex. a_1) du vecteur de commande.

¹⁴Cet excès est défini par rapport au contenu de l'équilibre pré-industriel.

Le cycle du carbone, tel que nous l'avons modélisé dans la seconde partie de la thèse, entre certes dans ce schéma théorique, mais parce que nous voulons dans la suite obtenir des résultats analytiques exprimant la valeur de la séquestration, nous devons nous contenter d'une vision simplifiée du comportement du système atmosphérique $C(t)$, en considérant qu'il répond, à des sources nettes exogènes $e(t)$, de manière linéaire et homogène dans le temps. Pour rester dans le cadre des systèmes dynamiques, sans compliquer inutilement le propos, nous ferons l'hypothèse supplémentaire¹⁵ que l'évolution de C vérifie

$$\dot{C}(t) = e(t) - \delta C(t) \quad (7.8)$$

Soit un projet de séquestration temporaire entre t et $t + \tau$, noté $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$, consistant à stocker un volume σ de carbone (exprimé en tC) à la date t dans un réservoir terrestre, et à relarguer cette même quantité de carbone vers l'atmosphère à la date $t + \tau$. Examinons maintenant en détail les conséquences atmosphériques et les bénéfices climatiques d'un tel projet. Par définition, le projet $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$ est équivalent à la succession :

- d'un projet $\mathcal{P}^+ \equiv \mathcal{P}(\sigma, t, \infty)$ consistant à *sanctuariser* σ tonnes à la date t jusqu'à l'infini,
- et d'un projet $\mathcal{P}^- \equiv -\mathcal{P}(\sigma, t + \tau, \infty)$, consistant à émettre σ tonnes de carbone depuis un réservoir terrestre à la date $t + \tau$.

Soit :

$$\mathcal{P}(\sigma, t, \tau) = \mathcal{P}(\sigma, t, \infty) - \mathcal{P}(\sigma, t + \tau, \infty) \quad (7.9)$$

Quel est l'impact atmosphérique de $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$, sachant qu'il se greffe sur une trajectoire de concentrations de référence $C_r(s)$? Notons $\zeta_{\mathcal{P}}(s)$ l'excès

¹⁵Cependant, les résultats de cette section s'élargissent aisément au cas général d'une réponse atmosphérique linéaire et homogène dans le temps, représentée par exemple par une fonction de Green $r(t)$ quelconque, définissant l'évolution temporelle de l'excès $C(s)$ de CO₂ atmosphérique. Par définition de la fonction de réponse impulsionnelle, l'évolution de $C(s)$ en fonction d'une succession temporelle $\sigma(t)$ de sources nettes, débutant à $t = 0$, est :

$$C(s) = \int_{u=0}^s \sigma(u)r(s-u)du \quad (7.5)$$

Le cas où $C(t)$ vérifie l'équation différentielle du premier ordre ci dessus est équivalent à poser $r(t) = \exp(-\delta t)$. Une émission instantanée d'un volume σ de carbone à l'instant u peut se représenter par l'application, sur l'ensemble de la période considérée, d'une fonction source de type impulsion $t \mapsto \sigma(t) = \sigma\delta(t-u)$, où δ est la fonction de Dirac¹⁶ et σ un scalaire mesurant l'intensité de l'impulsion. La réponse de l'atmosphère est alors :

$$\forall s < t, \quad C(s) = 0 \quad (7.6)$$

$$\forall s \geq t, \quad C(s) = \int_{u=0}^s \sigma\delta(t-u)r(s-u)du = \sigma r(s-t) \quad (7.7)$$

net de CO₂ du au projet, mesuré en différence de la trajectoire de référence :

$$C(s) = C_r(s) + \zeta_{\mathcal{P}}(s) \quad (7.10)$$

Puisque nous avons supposé que l'atmosphère évoluait de manière linéaire et homogène dans le temps, nous avons aussi :

$$\zeta_{\mathcal{P}(\sigma,t,\tau)} = \zeta_{\mathcal{P}^+} - \zeta_{\mathcal{P}^-} \quad (7.11)$$

Or, dans le cas particulier d'une réponse atmosphérique vérifiant l'équation différentielle (7.8), le profil atmosphérique $\zeta_{\mathcal{P}^+}$ lié au stockage *ad infinitum* est :

$$\forall s < t, \quad \zeta_{\mathcal{P}^+}(s) = 0 \quad (7.12)$$

$$\forall s \geq t, \quad \zeta_{\mathcal{P}^+}(s) = -\sigma e^{-\delta(s-t)} < 0 \quad (7.13)$$

et le profil lié au relarguage, $\zeta_{\mathcal{P}^-}$, est tel que :

$$\forall s < t + \tau, \quad \zeta_{\mathcal{P}^-}(s) = 0 \quad (7.14)$$

$$\forall s \geq t + \tau, \quad \zeta_{\mathcal{P}^-}(s) = \sigma e^{-\delta(s-(t+\tau))} < 0 \quad (7.15)$$

Par conséquent, au total, $\zeta_{\mathcal{P}(\sigma,t,\tau)}$ est donné par :

$$\forall s \in [0, t[, \quad \zeta_{\mathcal{P}(\sigma,t,\tau)}(s) = 0 \quad (7.16)$$

$$\forall s \in [t, t + \tau[, \quad \zeta_{\mathcal{P}(\sigma,t,\tau)}(s) = -\sigma e^{-\delta(s-t)} < 0 \quad (7.17)$$

$$\forall s \in [t + \tau, +\infty[, \quad \zeta_{\mathcal{P}(\sigma,t,\tau)}(s) = \sigma [e^{-\delta(s-(t+\tau))} - e^{-\delta(s-t)}] \quad (7.18)$$

$$= (e^{-\delta\tau} - 1)\zeta_{\mathcal{P}(\sigma,t+\tau,\infty)}(s) > 0 \quad (7.19)$$

Une telle trajectoire, montrée Fig. 7.6, amène deux remarques initiales.

Premièrement, la concentration atmosphérique est plus faible que la référence durant le temps du projet, mais supérieure après le relarguage. Le fait que $\zeta > 0$ pour $s > t + \tau$ s'explique par le fait que les tonnes séquestrées ne subissent pas, durant leur stockage, la décroissance "naturelle" au rythme δ subie par un excès de carbone atmosphérique, progressivement absorbé dans des écosystèmes terrestres et dans l'océan. Ainsi, la quantité σ absorbée à t est relarguée intégralement à $t + \tau$, soit un volume supérieur à celui (égal à $\sigma e^{-\delta\tau}$) suffisant à ramener la concentration atmosphérique au niveau du contrôle à la date de relarguage $t + \tau$.

Ensuite, de manière assez subtile, plus la durée τ de séquestration augmente, plus le "handicap" atmosphérique suivant le relarguage est élevé, puisque cette émission se fait sur une atmosphère de plus en plus proche de la trajectoire de référence (trajectoire en point-tirets sur la Fig. 7.6). Ce que nous résumons comme suit :

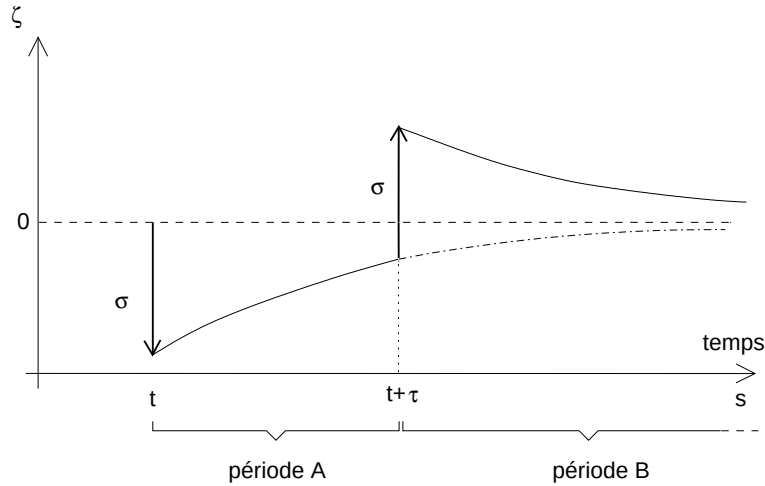


FIG. 7.6: Conséquences atmosphériques d'un projet de séquestration à la date t , puis d'un relarguage à $t + \tau$, d'une quantité σ de CO_2 , exprimés en différence $\zeta(s)$ par rapport à la trajectoire atmosphérique (quelconque) de contrôle. Ces profils théoriques sont valables quel que soit le profil atmosphérique servant de contrôle, sous l'hypothèse de linéarité et d'homogénéité dans le temps du cycle du carbone.

Résultat 3 (Conséquences atmosphériques d'un projet de séquestration temporaire) *Tout projet de séquestration temporaire $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$ visant à séquestrer une quantité σ de carbone entre les dates t et $t + \tau$, conduit à baisser le niveau de CO_2 atmosphérique dans l'intervalle $[t, t + \tau]$, mais à l'augmenter dans le long terme $[t + \tau, +\infty[$, ce d'autant plus que τ est élevé.*

Ainsi, parce qu'il abaisse le contenu atmosphérique dans le court terme, mais l'élève à plus long terme, l'étude d'un projet élémentaire de séquestration temporaire nécessite de mettre en balance des gains (dommages climatiques évités) à court terme contre des handicaps (dommages accrus) sur le long terme, du moins significativement pendant un temps caractéristique du retour à l'équilibre du compartiment atmosphérique (≈ 100 ans). Avant d'y venir, nous avons besoin d'asseoir quelques définitions relatives aux dommages.

7.2.1.2 Définitions relatives aux dommages du changement climatique

Commençons par trois points de vocabulaire, certes immédiats, mais dont la précision est nécessaire pour la suite. Les définitions ci-dessous sont très générales et valables quelle que soit l'acceptation des dommages, pour peu qu'on prenne le soin d'intégrer l'indicateur correspondant dont ils dé-

pendraient dans le vecteur d'état x du système.

Définition 17 (Dommage économique instantané, fonction de dommage) On appelle dommage économique instantané $D \in \mathbb{R}$ le flux de pertes économiques à cet instant (unité : \$/an) résultant du changement climatique. On appelle fonction de dommage la fonction, notée $D(\mathbf{x})$, liant des indicateurs physiques $\mathbf{x} \in \mathbb{R}^n$ (dont par exemple la concentration de CO_2 ou la température) au flux instantané D de pertes économiques.

Définition 18 (Dommage marginal, dommage total actualisé) Soit une fonction de dommage instantané $\mathbf{x} \mapsto D(\mathbf{x})$ à valeurs sur des indicateurs physiques $\mathbf{x} = (x_1, \dots, x_n) \in \mathbb{R}^n$. Par définition, le dommage marginal relativement à un certain indicateur x_i est par définition égal à $\partial D / \partial x_i(\mathbf{x})$. Par définition, le dommage total actualisé résultant du suivi d'une trajectoire $\mathbf{x}(s)$, pour s entre 0 et $+\infty$, est donné par :

$$\mathcal{D} = \int_0^{+\infty} e^{-\rho s} D(\mathbf{x}(s)) ds \quad (7.20)$$

où ρ est le taux d'actualisation économique.

Ces trois notions évidentes nous permettent d'introduire celle importante de dommage *incrémental*, extension de la notion de dommage marginal (pertinente dans les exercices statiques), au cas des systèmes dynamiques qui nous intéresse ici. Si, d'après ce qui précède, le dommage *marginal* rapporte la variation du dommage *instantané* en réponse par exemple, à un surcroît de CO_2 au même instant, le dommage *incrémental* mesure la variation du dommage *total* actualisé en réponse à un excès de CO_2 lancé à une certaine date, et sous contrainte de respect de la réponse du système atmosphérique. La notion de dommage incrémentale est donc plus fine, et s'entend dans un sens dynamique, puisqu'un "petit" supplément instantané d'émission à une certaine date modifie l'ensemble de la trajectoire atmosphérique future qu'il faut donc recalculer pour avoir l'impact en terme de dommages totaux actualisés.

Définition 19 (Dommage incrémental) Soit une fonction de dommage instantané $D(\mathbf{x}) \in \mathbb{R}$ et un système dynamique $\dot{\mathbf{x}}(t) = f(\mathbf{x}(t), \mathbf{a}(t), t)$, $\mathbf{x} = (C, x_2, \dots, x_n) \in \mathbb{R}^n$ étant le vecteur d'état du système dynamique, $\mathbf{a} = (e, a_2, \dots, a_p) \in \mathbb{R}^p$ un vecteur de commandes sur le système. Pour toute coordonnée $y \in \mathbb{R}$ générique de $\mathbf{x}$ ou de $\mathbf{a}$, on appelle dommage incrémental relatif à y à la date u , la quantité

$$\frac{\partial \mathcal{D}}{\partial y(u)} \quad (7.21)$$

$$\text{s.c. } \forall t > u \quad \dot{\mathbf{x}}(t) = f(\mathbf{x}(t), \mathbf{a}(t), t) \quad (7.22)$$

où $\mathcal{D}$ est le dommage total actualisé de la trajectoire $s \mapsto \mathbf{x}(s)$. Le dommage incrémental à la date t mesure la variation marginale des dommages futurs actualisés en réponse à une variation marginale d'un indicateur physique ou d'un contrôle du système à une certaine date, sous contrainte de respect de la dynamique ultérieure du système.

Dans le cas où $y = e$, on obtient le dommage incrémental relatif au taux instantané d'émission.

7.2.1.3 Valeur sociale du stockage et dommages climatiques incrémentaux

Peu d'évidences existent à l'heure actuelle sur les différentes manières à travers lesquelles les impacts physiques du changement climatique se traduiront en perte de bien-être économique. *Kirschbaum* [2003] a répertorié trois principales voies par lesquelles les impacts peuvent se manifester au niveau global :

- par l'effet direct et instantané de la concentration en GES, son forçage radiatif associé, et la température instantanée (ex : vagues de chaleur) : ceci revient à supposer l'existence d'une fonction de dommages instantanés $t \mapsto D(C(t))$,
- par le taux de variation de la concentration en GES, et les conséquences en termes de rythme d'élévation de la température (ex : effet sur l'habitat et la migration des écosystèmes), ce type d'impact est typique d'une fonction de dommages instantanés $t \mapsto D(\dot{C}(t))$,
- par l'effet cumulatif des concentrations, et leurs conséquences (réchauffement cumulé, effet sur le niveau des mers), $t \mapsto D(\int_{u=0}^t C(u)du)$.

La façon la plus simple, mais certes relativement primitive, de modéliser les dommages économiques à un niveau très agrégé peut donc consister à les faire dépendre des concentrations instantanées de CO_2 , en définissant une fonction de dommages instantanée $D(C)$, supposée par ailleurs croissante. C'est l'hypothèse que nous adoptons dans la suite, mais sans abandonner le cadre dynamique général $\dot{\mathbf{x}}(t) = f(\mathbf{x}(t), \mathbf{a}(t), t)$ sous-jacent.

Supposons maintenant que $s \mapsto C_r(s)$ désigne une trajectoire atmosphérique de référence, et greffons y un projet de séquestration temporaire $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$. Ceci permet de définir un dommage total actualisé $\mathcal{D}(C_r, \sigma, t, \tau)$ pour la trajectoire perturbée ($s \mapsto C_r(s) + \zeta_{\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)}(s)$) par le projet de séquestration temporaire, d'amplitude σ :

$$\mathcal{D}(C_r, \sigma, t, \tau) = \int_0^{+\infty} e^{-\rho s} D(C_r(s) + \zeta_{\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)}(s)) ds \quad (7.23)$$

Au final, la *valeur sociale* d'un projet de séquestration se définit comme la différence en terme de dommage total actualisé entre la trajectoire atmosphérique modifiée et la trajectoire de référence :

Définition 20 (Valeur sociale d'un projet de séquestration) *Soit une fonction de dommage instantané $D(C)$ et une trajectoire atmosphérique de référence $s \mapsto C_r(s)$, sur laquelle on greffe un projet de séquestration $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$ de volume σ , initié à t , de durée τ pouvant éventuellement être infinie. La valeur sociale totale du projet est, par définition :*

$$\mathcal{V}(C_r, \sigma, t, \tau) = - \int_0^{+\infty} e^{-\rho s} [D(C_r(s) + \zeta_{\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)}(s)) - D(C_r(s))] ds \quad (7.24)$$

où ρ est le taux d'actualisation économique.

Arrêtons-nous un instant ici. Toutes ces définitions peuvent sembler rigoureuses à l'excès. Pourtant, avant même de poursuivre notre raisonnement, nous avons ici trois résultats, qui, quoique triviaux à ce stade, méritent d'être retenus parce qu'ils sont des points centraux de l'argumentaire que nous développerons.

Tout d'abord, la fonction valeur sociale (actualisée) $\mathcal{V}$ dépend de la trajectoire atmosphérique de référence $s \mapsto C_r(s)$ sur lequel le projet se greffe. Aussi, de manière évidente, *les actions entreprises dans le secteur fossile jouent un rôle potentiellement important*, via leur impact sur la concentration, *dans la valeur de projets auxiliaires de séquestration*.

Ensuite, $\mathcal{V}(C_r, \sigma, t, \tau)$ étant égal à une somme actualisée de différence de dommages entre deux trajectoires atmosphériques dont l'une ne domine pas l'autre¹⁷, il n'y a aucune garantie pour que $\mathcal{V}(C_r, \sigma, t, \tau)$ soit *positif*, c'est-à-dire pour que le projet de séquestration temporaire $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$ ait un intérêt climatique. Conclusion : avant même toute considération de *coûts*, il semble important de savoir sous quelles conditions $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$ a une valeur sociale *positive*. Un tel questionnement "radical" n'existe pas pour les projets d'abattement fossile (donc permanent), dont la valeur $\mathcal{V}(C_r, \sigma, t, \infty)$ est toujours positive, puisque (i) la trajectoire "abattue" est dominée par la trajectoire de référence, *i.e.* $D(C(s) + \zeta(s)) < D(C(s))$ et (ii) les dommages instantanés sont supposés croissants avec le taux de CO₂.

Enfin, il y a autant de réponses à la question de la valeur *marginale* sociale de la séquestration¹⁸ qu'il y a de variables par rapport auxquelles elle peut être définie. En effet la fonction valeur $\mathcal{V}(C_r, \sigma, t, \tau)$ était définie sur trois variables directement liées à un projet de séquestration, ce qui fait qu'il y a trois définitions de la valeur marginale. En particulier, celles se référant :

¹⁷Dans le sens où un profil de concentration serait à tout instant du temps inférieur au second profil.

¹⁸La question de la valeur marginale d'un projet de séquestration est tout aussi importante, sinon plus, que celle de la valeur tout court, puisqu'en règle générale, la valeur marginale apparaît dans les conditions du premier ordre des programmes d'optimisation de type coût-bénéfice.

1. au volume séquestré σ ,
2. à la date t de séquestration,
3. à la durée τ de séquestration.

La question du “dernier” projet rentable, dans le sens où son coût marginal est égal à la valeur marginale qu’il engendre, se complique d’autant. Le premier cas, que nous allons préciser ici, est celui de la relation au volume séquestré σ .

Définition 21 (Valeur sociale marginale de la séquestration) Soit $\mathcal{V}(C_r, \sigma, t, \tau)$ la fonction valeur sociale d’un projet de séquestration. On appelle valeur sociale marginale $\mathcal{V}_\sigma(C_r, \sigma, t, \tau)$ d’un projet de séquestration $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$ de volume σ , initié à t , de durée τ , la dérivée partielle de $\mathcal{V}$ par rapport au volume séquestré σ :

$$\mathcal{V}_\sigma(C_r, \sigma, t, \tau) = \frac{\partial \mathcal{V}}{\partial \sigma}(C_r, \sigma, t, \tau) \quad (7.25)$$

Pour simplifier les notations, nous allons reporter l’étude de $\mathcal{V}_\sigma(C_r, \sigma, t, \tau)$ à celle de la valeur marginale $\mathcal{V}_\sigma(C_r, 0, t, \tau)$ de la première tonne séquestrée par le projet¹⁹ à la marge d’une trajectoire atmosphérique de référence $C_r(s)$:

$$\frac{\partial \mathcal{V}}{\partial \sigma}(C_r, 0, t, \tau) = \lim_{\sigma \rightarrow 0} \frac{\mathcal{V}(\sigma, t, \tau)}{\sigma} \quad (7.26)$$

D’où, d’après (7.25) :

$$\mathcal{V}_\sigma(C_r, 0, t, \tau) = \lim_{\sigma \rightarrow 0} \int_t^{+\infty} e^{-\rho s} \left[\frac{D(C_r(s) + \zeta_{\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)}(s)) - D(C_r(s))}{\sigma} \right] ds \quad (7.27)$$

Puisque $\frac{d}{dx}[f(a+g(x))] = \frac{dg}{dx}f'(a+g(x))$, et sous l’hypothèse que la fonction de dommages soit suffisamment régulière, nous pouvons écrire :

$$\mathcal{V}_\sigma(C_r, 0, t, \tau) = \int_t^{+\infty} e^{-\rho s} \frac{\partial \zeta_{\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)}(s)}{\partial \sigma} \Big|_{\sigma=0} (s) D'(C_r(s)) ds \quad (7.28)$$

Or, si la réponse atmosphérique est donnée par (7.8), la valeur de $\zeta_{\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)}$ est donnée par (7.17–7.18), d’où une décomposition de la valeur marginale suivant les contributions des périodes $A = [t, t + \tau]$ et $B = [t + \tau, +\infty[$:

$$\begin{aligned} \mathcal{V}_\sigma(C_r, 0, t, \tau) = & - \int_t^{t+\tau} e^{-\rho s} \frac{\partial \sigma e^{-\delta(s-t)}}{\partial \sigma} \Big|_{\sigma=0} (s) D'(C_r(s)) ds \\ & + \int_{t+\tau}^{+\infty} e^{-\rho s} \frac{\partial \sigma [e^{-\delta(s-(t+\tau))} - e^{-\delta(s-t)}]}{\partial \sigma} \Big|_{\sigma=0} (s) D'(C_r(s)) ds \end{aligned} \quad (7.29)$$

¹⁹Le retour au cas général de la valeur de la σ -ième tonne séquestrée se fait facilement par décomposition $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau) = \mathcal{P}(\sigma, t, \tau) + \mathcal{P}(0, t, \tau)$ et en appliquant les résultats de la suite à $\mathcal{P}(0, t, \tau)$, en prenant soin d’avoir intégré $\mathcal{P}(\sigma, t, \tau)$ dans la référence fixe.

Ce qui peut se réécrire :

$$\mathcal{V}_\sigma(C_r, 0, t, \tau) = \mathcal{V}_\sigma^A + \mathcal{V}_\sigma^B \quad (7.30)$$

avec

$$\mathcal{V}_\sigma^A = - \int_t^{t+\tau} e^{-\rho s} e^{-\delta(s-t)} D'(C_r(s)) ds < 0 \quad (7.31)$$

$$\mathcal{V}_\sigma^B = (1 - e^{-\delta\tau}) \int_{t+\tau}^{+\infty} e^{-\rho s} e^{-\delta(s-(t+\tau))} D'(C_r(s)) ds > 0 \quad (7.32)$$

La fonction $D(C)$ étant supposée croissante ($D'(C) > 0$), la valeur marginale en 0 d'un projet de séquestration temporaire s'écrit donc comme la somme d'un terme positif et d'un terme négatif. Au total, la valeur marginale $\mathcal{V}_\sigma(C_r, 0, t, \tau)$ s'apparente à une intégrale de dommages marginaux, corrigée de la modification de la trajectoire de référence, que notre traitement simplifié de la réponse atmosphérique a fait ressortir comme un coefficient multiplicatif en $e^{-\delta u}$.

La séquestration étant une activité temporaire, et sachant que les *coûts* d'un projet $\mathcal{P}(C_r, \sigma, t, \tau)$, à volume séquestré σ fixé, sont en première approximation proportionnels à τ . Il est donc intéressant de savoir comment varie la valeur marginale, quand varie la durée τ du projet, à volume stocké fixé. Existe-t-il un temps de stockage maximisant la valeur sociale marginal d'un projet ? Des projets de séquestration marginalement contre-productifs²⁰ ont-ils une chance de le devenir pour peu qu'on augmente ou diminue le temps de stockage τ ? Avant de répondre à cette question, nous allons faire un détour par la calcul de la relation liant valeur de l'abattement permanent ($\tau = +\infty$) et valeur de la séquestration temporaire (τ fini).

7.2.2 Non équivalence entre valeur sociale de l'abattement permanent et valeur sociale de la séquestration temporaire

Pour alléger la syntaxe, notons $\mathcal{V}_\sigma(C_r, 0, t, \tau) = \mathcal{V}_\sigma^\tau(t)$, C_r et $\sigma = 0$ étant sous entendus. Prenons $\tau = +\infty$: tous les calculs précédents sont valables, et expriment alors la valeur d'un abattement permanent $\mathcal{P}(C_r, \sigma, t, \infty)$, qui est celle d'une réduction de volume σ des émissions fossiles instantanées à la date t . Le carbone "non émis" à t ne le sera plus par la suite. En prolongeant les calculs précédents au cas $\tau = +\infty$, la *valeur marginale* en $\sigma = 0$, notée $\mathcal{V}_\sigma^\infty(t)$ de l'abattement permanent s'écrit donc :

$$\mathcal{V}_\sigma^\infty(t) = - \int_t^\infty e^{-(\rho+\delta)(s-t)} D'(C_r(s)) ds < 0 \quad (7.33)$$

²⁰C'est-à-dire tels que, dès la première tonne, $\mathcal{V}_\sigma(C_r, 0, t, \tau) < 0$.

Ceci permet de réécrire la relation (7.30) de la façon suivante :

$$\mathcal{V}_\sigma^\tau(t) = \mathcal{V}_\sigma^\infty(t) - e^{-\rho\tau} \mathcal{V}_\sigma^\infty(t + \tau) \quad (7.34)$$

D'où le résultat suivant, liant valeur marginale de l'abatement temporaire et valeur marginale de l'abatement fossile, valable pour un cycle du carbone *linéaire et homogène dans le temps* :

Résultat 4 (Lien entre valeur marginale de la séquestration temporaire et valeur marginale de l'abatement fossile) *Quelle que soit la trajectoire atmosphérique de référence $C_r(t)$, la valeur marginale en $\sigma = 0$, $\mathcal{V}_\sigma^\tau$ de la séquestration temporaire commençant à t , de durée τ , est égale à la somme de la valeur marginale $\mathcal{V}_\sigma^\infty(t)$ d'un abatement permanent à t et du dommage incrémental $-\mathcal{V}_\sigma^\infty(t + \tau)$ d'une émission à la date $t + \tau$, toutes variables exprimées en valeur actualisée à t :*

$$\mathcal{V}_\sigma^\tau(t) = \mathcal{V}_\sigma^\infty(t) - e^{-\rho\tau} \mathcal{V}_\sigma^\infty(t + \tau) \quad (7.35)$$

Le ratio $\Theta_\sigma^\tau(t)$ de la valeur marginale de la séquestration temporaire entre t et $t + \tau$, sur la valeur marginale de l'abatement permanent à t vérifie :

$$\Theta_\sigma^\tau(t) = 1 - e^{-\rho\tau} \frac{\mathcal{V}_\sigma^\infty(t + \tau)}{\mathcal{V}_\sigma^\infty(t)} \quad (7.36)$$

En particulier $\Theta_\sigma^\tau < 1$: en terme de bénéfice environnemental, l'abatement fossile est donc toujours marginalement préférable à de la séquestration, quel que soit la durée de cette dernière. C'est seulement pour des durées de stockage infinies que les valeurs marginales sociales sont les mêmes, à tonnage identique. De plus, il se peut que $\Theta_\sigma^\tau < 0$, c'est-à-dire que la séquestration ait une valeur *marginale* sociale négative (le fait qu'elle puisse avoir une valeur sociale négative a déjà été discuté p. 278). Ainsi, à la différence de l'abatement fossile pour lequel nous savons qu'il est générateur d'un bénéfice marginal *positif* sous toutes circonstances, nous ne pouvons pas *a priori* nous prononcer sur le signe, *positif* ou *négatif* de la valeur marginale de la séquestration. S'il se trouvait que la valeur marginale de la séquestration était négative, le calcul coût-bénéfice serait vite réglé, puisque par ailleurs, comme nous l'avons vu en première partie de ce chapitre, il y a de fortes chances pour que la séquestration présente un *coût* marginal positif.

Ce détour fait, il paraît important d'établir les conditions nécessaires à l'existence, pour un projet de séquestration temporaire, d'un bénéfice marginal social positif. Pour ceci, regardons l'influence des variables t , τ et C_r sur la valeur de $\mathcal{V}_\sigma^\tau$.

7.2.3 Conditions nécessaires à l'existence d'un bénéfice marginal social de la séquestration temporaire

7.2.3.1 Le rôle du profil atmosphérique

On peut immédiatement déduire de ce qui précède une condition nécessaire et suffisante portant sur les dommages incrémentaux et donc sur le profil atmosphérique, pour qu'il existe un bénéfice (*i.e.* $\Theta_\sigma^\tau(t)$) à stocker un volume élémentaire de carbone entre t et $t + \tau$.

Résultat 5 (Condition nécessaire et suffisante sur l'opportunité d'un stockage temporaire élémentaire) *La séquestration temporaire a une valeur marginale positive si et seulement si les dommages incrémentaux, égaux à $-\mathcal{V}_\sigma^\infty(t)$, croissent moins vite que l'actualisation, entre le début et la fin du projet.*

En d'autres termes, initier un projet élémentaire de séquestration entre t et $t + \tau$ n'est pertinent d'un point de vue environnemental que si les dommages incrémentaux sont plus faibles, en valeur actualisée, à la date de relarguage qu'à la date de stockage. En particulier, puisque l'équation (7.28) fait dépendre les dommages incrémentaux de la trajectoire de référence C_r , l'avantage social de la séquestration dépend en pratique, à la marge, de l'évolution des dommages, et donc de la trajectoire de référence sur laquelle se greffe le projet. On voit bien que ceci complique tout jugement *a priori* sur l'opportunité d'engager dès aujourd'hui des actions de séquestration, en se disant qu'on pourra bien relarguer le carbone "plus tard". Pour qu'une telle action ne soit pas dommageable, il faudra attendre que les dommages incrémentaux soient moindres que leur valeur actuelle, ce qui suppose en pratique que le problème du changement climatique soit en bonne partie réglé. Tout en sachant que si nous devons pour cela augmenter la durée du stockage, nous devons aussi augmenter en proportion son coût, à volume séquestré constant. Au final, l'analyse coût-bénéfice, déjà compliquée pour le cas de l'abatement fossile en raison des incertitudes sur le niveau réel du gain, est encore plus délicate pour la séquestration, car le *signe* de ce gain dépend de l'anticipation que l'on fait des dommages futurs.

7.2.3.2 Le rôle de la durée du projet

A son tour, une prolongation du stockage à une influence positive sur sa valeur marginale *si et seulement si* :

$$\frac{\partial \Theta_\sigma^\tau}{\partial \tau} > 0 \Leftrightarrow \left. \frac{\dot{\mathcal{V}}_\sigma^\infty}{\mathcal{V}_\sigma^\infty} \right|_{t+\tau} \geq \rho \quad (7.37)$$

où la notation pointée s'applique au troisième argument de la fonction $\mathcal{V}_\sigma$. La relation (7.37) fournit une règle pour déterminer (localement) la durée du

projet, maximisant sa valeur marginale, *du point de vue de l'atmosphère*²¹. En effet, la valeur marg. de la séquestration temporaire, selon l'équation 7.35, varie comme $e^{-\rho\tau}\mathcal{V}_\sigma^\infty(t+\tau)$, valeur actualisé à t d'un abattement fossile réalisé à $t+\tau$. Or, raisonnons en tentant d'augmenter τ à la marge. Que se passe-t-il :

- d'une part, l'actualisation $e^{-\rho\tau}$ fait baisser la valeur initiale, à un rythme $\rho\mathcal{V}_\sigma^\infty(t+\tau)$.
- d'autre part, les dommages incrémentaux $\mathcal{V}_\sigma^\infty(t+\tau)$ peuvent jouer dans un sens ou dans l'autre, avec un rythme égal à $\mathcal{V}_\sigma^\infty(t+\tau)$.

La valeur sociale de la séquestration temporaire dépend donc d'un “trade-off” entre jeu de l'actualisation et évolution des dommages incrémentaux. Résumons :

Résultat 6 (Influence de la durée de séquestration sur la valeur marginale de la séquestration temporaire) *Localement, autour d'une durée τ , la valeur marginale d'un projet de séquestration est croissante (resp. décroissante) en τ si, et seulement si, à la clôture $t+\tau$ du projet, le taux $\frac{\mathcal{V}_\sigma^\infty}{\mathcal{V}_\sigma^\infty}|_{t+\tau}$ de croissance du dommage incrémental actualisé est plus grand (resp. plus petit) que le taux d'actualisation ρ .*

Donc, dans le cas où les dommages incrémentaux croissent, ou qu'ils décroissent moins vite que l'actualisation, effectivement, la valeur marginale de la séquestration temporaire croît avec τ . Quand les dommages incrémentaux décroissent plus vite que l'actualisation, alors une augmentation de la durée de séquestration revient à baisser la *valeur* marginale du projet.

7.2.3.3 Rôle de la date de début de projet

Nous avons vu comment variait la valeur marginale de la séquestration en fonction de la durée de stockage. Une autre question, d'intérêt immédiat, est de savoir s'il faut démarrer dès aujourd'hui des programmes de séquestration (ce que sous-entend le texte de Kyoto), ou s'il vaut mieux attendre. Cette question importante sera un fil rouge lors des deux prochains chapitres. Voyons ce que nous pouvons tirer dans le cadre analytique de cette section, en commençant par le cas de la séquestration permanente, pour fixer les idées.

Séquestration permanente (ou abattement fossile) Si l'on considère des projets permanents $\tau = +\infty$, la valeur marginale actualisée à t , de ces projets est donnée par $\mathcal{V}_\sigma^\infty(t)$. Comparer cette valeur pour différentes dates

²¹La durée optimale d'un projet doit *in fine*, être confronté aux coûts marginaux de ce même projet, coûts qui ont la caractéristique d'être aussi fortement dépendants du paramètre τ .

t , implique de se placer en valeur actualisée à la date initiale $t = 0$.

$$\widehat{\mathcal{V}_\sigma^\infty}(t) = e^{-\rho t} \mathcal{V}_\sigma^\infty(t) \quad (7.38)$$

d'où :

$$\frac{\partial \widehat{\mathcal{V}_\sigma^\infty}}{\partial t}(t) = e^{-\rho t} (\dot{\mathcal{V}_\sigma^\infty}(t) - \rho \mathcal{V}_\sigma^\infty(t)) \quad (7.39)$$

Nous voyons donc que la valeur marginale de l'abattement permanent augmente si celui-ci est retardé *si, et seulement si* $\dot{\mathcal{V}_\sigma^\infty}(t) \geq \rho \mathcal{V}_\sigma^\infty(t)$, donc *si, et seulement si* le dommage incrémental actualisé à la date t de l'abattement, croît avec t à un taux $\dot{\mathcal{V}_\sigma^\infty}/\mathcal{V}_\sigma^\infty$, supérieur au taux d'actualisation ρ . Ceci découle du fait que la valeur marginale de l'abattement est d'autant plus importante que les dommages incrémentaux sont élevés²².

Ce raisonnement indique que les valeurs marginales de la séquestration sont élevées quand "tout va mal" (dommages incrémentaux élevés). Or, puisque les quantités séquestrables sont limitées, et puisque donc se pose le problème de la répartition temporelle de l'effort de séquestration, il peut être utile de connaître le moment où les dommages incrémentaux sont les plus élevés : c'est en effet à ce moment qu'il pourrait être le plus utile de se servir, à la marge du scénario fossile influençant au premier ordre les dommages, de la séquestration. Nous reviendrons sur cette interprétation dans les prochains chapitres.

Séquestration temporaire Nous avons vu (Eq. 7.35) comment la valeur marginale de la séquestration temporaire était liée à celle de l'abattement fossile. Comment évolue cette valeur marginale de la séquestration temporaire avec la date t de début de projet, la durée d'immobilisation τ étant inchangée. Plaçons nous également en valeur actualisée en $t = 0$:

$$\widehat{\mathcal{V}_\sigma^\tau}(t) = e^{-\rho t} \mathcal{V}_\sigma^\tau(t) \quad (7.40)$$

D'où, d'après (7.35) :

$$\widehat{\mathcal{V}_\sigma^\tau}(t) = e^{-\rho t} (\mathcal{V}_\sigma^\infty(t) - e^{-\rho \tau} \mathcal{V}_\sigma^\infty(t + \tau)) \quad (7.41)$$

et

$$\begin{aligned} \frac{\partial \widehat{\mathcal{V}_\sigma^\tau}}{\partial t}(t) &= e^{-\rho t} (\dot{\mathcal{V}_\sigma^\infty}(t) - \rho \mathcal{V}_\sigma^\infty(t)) \\ &\quad - e^{-\rho(t+\tau)} (\dot{\mathcal{V}_\sigma^\infty}(t + \tau) - \rho \mathcal{V}_\sigma^\infty(t + \tau)) \end{aligned} \quad (7.42)$$

²²Mais attention, ce résultat concerne la valeur *marginale* : le problème du changement climatique ne consiste pas en la *maximisation* de cette valeur *marginale*, mais en la *minimisation* des dommages *totaux* (nets des coûts).

En particulier, la valeur marginale de la séquestration augmente si on diffère le projet, si et seulement si $\dot{\widehat{\mathcal{V}}}_\sigma^\tau(t) > 0$, soit :

$$(\dot{\mathcal{V}}_\sigma^\infty - \rho \mathcal{V}_\sigma^\infty)|_t > e^{-\rho\tau} (\dot{\mathcal{V}}_\sigma^\infty - \rho \mathcal{V}_\sigma^\infty)|_{t+\tau} \quad (7.43)$$

Donc, il y a un “intérêt” climatique marginal à différer un projet de séquestration temporaire de durée τ fixée, si et seulement si, le dommage incrémental *net de l’actualisation* croît plus vite à t (date de stockage) qu’à $t + \tau$ (date de relarguage). En particulier et *a fortiori*, si le taux de croissance des dommages incrémentaux $\dot{\mathcal{V}}_\sigma^\infty / \mathcal{V}_\sigma^\infty$ *décroît* dans le temps, alors il est efficace (d’un point de vue atmosphérique) que les projets temporaires commencent immédiatement. Autrement dit, des projets temporaires peuvent être initiés à la marge dès maintenant si l’évolution des dommages incrémentaux est concave en fonction du temps. Par contre si les dommages incrémentaux augmentent plus vite que le taux d’intérêt (par exemple si le stock atmosphérique croît trop vite), il peut-être utile de retarder à la marge la mise en œuvre de projets temporaires, jusqu’à ce que les dommages futurs augmentent moins vite.

Conclusion : séquestration et signaux-prix de “second rang”

Nous voilà arrivés au terme de ce qui n’est certes qu’un tableau partiel autour du concept de valeur sociale marginale de projets de séquestration, mais qui nous permet d’appréhender avec un œil plus critique les affirmations qui justifient l’utilisation de la séquestration comme un moyen de diminuer les dommages climatiques. Dans tous les cas, l’apparition d’un dommage est reportée par un projet temporaire, avec un gain pendant la période de stockage. Mais l’opportunité, à la marge, dans un cadre coût-bénéfice, du nouveau profil atmosphérique, en plus de dépendre des hypothèses de coût de séquestration, dépend de l’anticipation des dommages incrémentaux, et donc de la trajectoire atmosphérique.

Au bout de ce chapitre, nous avons revisité la notion de coût et de bénéfice de la séquestration. Tout d’abord nous avons vu qu’il n’est pas immédiat, à cause des problèmes de métrique, de résumer un coût de séquestration simplement en faisant le rapport d’un coût financier sur des “tonnes” séquestrées. Ensuite, nous avons constaté que les méthodes employées pour l’évaluation du coût de séquestration risquaient, de part leur nature, de présenter un biais systématique à la sous-estimation du coût de séquestration.

En prolongeant la séquestration, on améliore le bénéfice climatique à court terme, mais on augmente d’autant les coûts du stockage. C’est pourquoi la séquestration permanente coûte cher, et que l’attrait du stockage

vient du fait qu'il peut être temporaire. Or nous venons de remettre en question l'argument avancé par beaucoup pour justifier la séquestration temporaire, comme dans [Chomitz, 2000a] : *"keeping out a ton of carbon out of the atmosphere for a year provides a small but meaningful service, even if the ton is subsequently released. Therefore, some fractional credit could accrue to a sinks project for each ton-year of sequestration."* Nous avons montré que cette assertion nécessite en fait, du point de vue d'une politique optimale, l'adoption d'une hypothèse logique particulièrement forte : celle de la décroissance du prix du carbone, donc des dommages incrémentaux, afin de pouvoir relarguer "à dommage incrémental limité".

Ce résultat met en évidence un paradoxe logique : alors que le recours au stockage a été envisagé comme une alternative à un effort fossile, il ressort au contraire que les conditions selon lesquelles la séquestration est efficace dépendent avant tout de la mise en place de politiques particulièrement agressives dans le domaine fossile, de manière à stabiliser le climat et les dommages. En l'absence de telles politiques énergétiques, il y a un risque à ce que le fait de se lancer dès aujourd'hui dans des actions de séquestration temporaire soit *in fine* pire pour le climat.

Au final, ces résultats nous invitent à considérer avec prudence l'intérêt de la séquestration temporaire, surtout dans un cadre de second rang comme celui du Protocole de Kyoto. Ils suggèrent aussi que la séquestration peut être efficace temporairement pour rejoindre un monde où le problème fossile est résolu, pour minimiser les dommages, le temps d'ajuster nos systèmes de production et de consommation. La condition qui lie la valeur effective de la séquestration à l'évolution du dommage incrémental pourrait ne pas être très gênante si, dans le monde "réel", la notion de "dommage incrémental" n'était pas difficilement calculable.

Deux problèmes successifs se posent. Tout d'abord, il faut anticiper et internaliser l'ensemble de la trajectoire climatique dans le calcul coût-bénéfice. Ensuite, il faut mettre en place en pratique des mécanismes décentralisés (quotas d'émissions, mise en place d'une taxe carbone) garantissant que le prix adéquat du carbone soit supporté par les acteurs économiques.

Le premier problème est celui de l'anticipation du prix implicite du carbone, résultant d'un calcul inter-temporel coût-bénéfice. Or, comme il y a peu de moyen d'inférer aujourd'hui en pratique le devenir du prix du carbone, la plupart des auteurs adoptent l'hypothèse la plus simple consistant à supposer le prix du carbone constant *en valeur réelle*, et donc décroissant en valeur actualisée. Mais, avec une telle prémisse, le ratio *valeur de la séquestration temporaire sur valeur de l'abattement fossile* est très intéressant en faveur de la séquestration. Ceci se retrouve dans l'étude de [McCarl *et al.*, 2001], qui estiment avec cette hypothèse de prix, et dans une analyse se limitant à un horizon de 100 ans et au delà duquel coûts et bénéfices ne sont plus comptabilisés, que la valeur du carbone est typiquement 0,5 fois

celle de l’abattement permanent pour une séquestration temporaire de 20 ans dans des sols agricoles, et 0,75 fois celle de l’abattement permanent pour une séquestration temporaire de 80 ans dans des boisements. Il peut sembler surprenant que stocker du carbone sur 20 ans et le relarguer ensuite soit à 75% équivalent à un abattement fossile permanent : pour bien interpréter ce résultat, il faut donc avoir à l’esprit, comme nous venons de le voir, qu’il est basé sur une hypothèse très forte de constance du prix du carbone en valeur réelle.

Le second problème découle du fait que nous sommes dans un *monde de second rang*, et que l’utilisation de la séquestration ne se fera pas, en pratique, en examinant le dommage incrémental, mais en fonction des anticipations sur le prix du carbone, dont il y a peu de chances qu’elles collent aux conditions d’optimalité de premier rang. Dans le monde réel, comme le dit Chomitz [2000b] : *“sink rental is attractive to those who expect relatively low spot prices for emission reduction in the next commitment period - that is if they expect prices for emissions reductions to rise at a rate lower than the rate of interest.”* Si l’évolution espérée de ce prix ne reflète pas celle des dommages, le risque est alors de voir se caler les comportements sur un mauvais signal, au risque de faire pire pour la communauté que si ce signal n’existait pas.

Ce scénario est typiquement celui du “cas d’école” suivant, dans lequel les parties au Protocole anticiperaient que l’outil légalement contraignant serait dissous pour des raisons politiques. Un tel “Kyoto sans suite”, s’il était anticipé par les acteurs, inciterait fortement à de la séquestration temporaire, puisque le relarguage pourrait se faire sans débit. De ce fait, nous risquerions d’être placés sur une trajectoire fossile non abattue, et donc avec des dommages incrémentaux croissants. Dans ce cas là, nous avons montré que la séquestration temporaire *créait* en fait un dommage additionnel, et que donc il aurait mieux valu “ne rien faire”. Bref, un tel Kyoto “sans suite” utilisant “mal” la séquestration pourrait se révéler pire pour le climat qu’un monde “sans Kyoto”.

On sait depuis longtemps que le problème des conséquences de signaux-prix non issus d’un monde de premier rang, est un des principaux défis posés au calcul des optima de second rang : *The existence of discrepancies between prices emerging from markets and social values is a general phenomenon as soon as one leaves the first-best world.* [Guesnerie, 1995]. Cette assertion trouve ici toute sa pertinence. En effet, il ne fait aucun doute, vu les volumes en jeu (cf. Chap.2) que le fait de se trouver “proche” d’un optimum de premier rang (minima de coût des politiques et des dommages climatiques) dépendra avant tout de l’action qui sera menée dans le secteur fossile. L’introduction de la séquestration de carbone comme variable d’ajustement de l’effort fossile est alors à double tranchant, puisque la séquestration ne peut être “vertueuse” que si l’effort fossile est proche des conditions de premier rang.

Sachant, comme nous l'avons montré au Chap. 6, que la séquestration sera utilisée "à la marge" d'une politique fossile, retenons donc de ce chapitre que nous ne pouvons pas conclure de l'optimalité de projets de séquestration sans vision de l'action fossile future. C'est pourquoi il est nécessaire, pour obtenir des résultats tangibles, d'explorer le jeu conjoint abattement fossile – séquestration, dans un cadre coût-bénéfice inter-temporel. Nous allons, dans ce qui suit (Chap. 8 et 9), rejoindre le monde "de premier rang", afin de réaliser en pratique, le calcul confrontant les coûts et les bénéfices d'une politique climatique mixte, tels que nous les avons entrevus dans ce chapitre.

Références

- Adams, D. M., R. J. Alig, J. M. Callaway, B. A. McCarl, et S. M. Winnett, The forest and agricultural sector optimization model (FASOM) : model structure and policy applications, *Document de travail PNW-RP-495*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1996.
- Adams, R. M., D. M. Adams, J. M. Callaway, C.-C. Chang, et B. A. McCarl, Sequestering carbon on agricultural land : social cost and impacts on timber markets, *Contemporary Policy Issues*, 11, 76–87, 1993.
- Annan, K., Allocution du Secrétaire Général de l'ONU au Sommet mondial pour le développement durable de Johannesburg, *Site internet des Nations-Unies*, disponible à l'adresse [http ://www.un.org/french/events/wssd/coverage/summaries/envdev13.htm](http://www.un.org/french/events/wssd/coverage/summaries/envdev13.htm), 2002.
- Antle, J. M., et S. Mooney, Economics and policy design for carbon sequestration in agriculture, *Document de travail*, Univ. Montana, disponible à l'adresse [http ://www.climate.montana.edu/pdf/rdp36.pdf](http://www.climate.montana.edu/pdf/rdp36.pdf), 2000.
- Birdsey, R. A., Carbon storage for major forest types and regions in the conterminous united states, *Chapter 1 in Sampson, Neil and Hair (eds.) : Forests and Global Change Vol 2 : Forest management opportunities for mitigation carbon emissions*, 1996.
- Carpentier, P., M. C. de Lara, et L. Doyen, Introduction à la décision séquentielle optimale, *Polycopié, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées*, 2002.
- Chomitz, K. M., Arguments for and against forest carbon : a rethorical and analytic guide, *Document de travail*, Development Research Group, Word Bank, 2000a.
- Chomitz, K. M., Evaluating carbon offsets from forestry and energy projects : how do they compare?, *Document de travail*, Development Research Group, Word Bank, 2000b.
- Dudek, D. J., et A. Leblanc, Offsetting CO₂ emissions : a rational first greenhouse policy step, *Contemporary Policy issues*, 8, 1990.
- Guesnerie, R., The genealogy of modern theoretical public economics : From first best to second best, *European Economic Review*, 39, 353–381, 1995.
- IPCC, IPCC second scientific assessment report of climate change, *Ed. James P. Bruce and Hoesung Lee and Erik F. Haites, Cambridge Univ. Press*, 1996.
- Kirschbaum, M. U., Can trees buy time? An assessment of the role of vegetation sinks as part of the global carbon cycle, *Climatic Change*, 58, 47–71, 2003.
- Lecocq, F., et K. Chomitz, Optimal use of sequestration in a global climate mitigation strategy : is there a wooden bridge to a clean energy future?, dans *International Energy Workshop IEA/IIASA/EMF*, pp. 1–27, IIASA, Laxenburg, 2001.

- Makundi, W. R., et J. A. Sathaye, Ghg mitigation potential and cost in tropical forestry? relative role for agroforestry, *Environment, Development and Sustainability*, 6(1), 235–260, 2004.
- Marland, G., B. McCarl, et U. Schneider, Soil carbon : policy and economics, *Document de travail*, ORNL, 1999.
- McCarl, B., et U. Schneider, Us. agriculture role in a greenhouse gas emission mitigation world : an economic perspective, *Review of Agricultural economics*, 22(1), 134–159, 2000.
- McCarl, B., B. Murray, et U. Schneider, Jointly estimating carbon sequestration supply from forests and agriculture, *Document de travail*, Western Economics Ass. Meetings, 2001.
- McCarl, B. A., et U. A. Schneider, Greenhouse gas mitigation in u.s. agriculture and forestry, *Science*, 294, 2481–2482, 2001.
- Moulton, R. J., et K. B. Richards, Costs of sequestering carbon through tree planting and forest management in the U.S., *Document de travail General Technical Report WO-58*, U.S.D.A. Forest service, Washington D.C., 1990.
- Parks, P. J., et I. W. Hardie, Least-cost forest carbon reserves : cost-effective subsidies to convert marginal agricultural land to forests, *Land economics*, 71(1), 1995.
- Plantinga, A. J., T. Mauldin, et D. Miller, An econometric analysis of the costs of sequestering carbon in forests, *American Journal of Agricultural economics*, 81, 812–824, 1999.
- Richards, K. R., et C. Stokes, A review of forest carbon sequestration cost studies : a dozen years of research, *Document de travail*, Indiana university, 2002.
- Richards, K. R., R. J. Moulton, et R. A. Birdsey, Costs of creating carbon sinks in the us, *Energy Convers. Mgmt.*, 34(9-11), 905–912, 1993.
- Sathaye, J., W. Makundi, et K. Andrasko, International sequestration analysis : forestry mitigation carbon potential and costs in seven tropical countries, and potential for global estimation, *Document de travail*, EMF 21, multi-gas Mitigation workshop, 9-10 may 2002, University of Maryland, 2002.
- Sohngen, B., et R. Sedjo, Potential carbon flux from timber harvests and management in the context of a global timber market, *Climatic Change*, 2000.
- Soussana, J.-F., Séquestration de carbone dans les sols agricoles français, *Document de travail*, INRA, expertise collective, 2002.
- Stavins, R. N., The costs of carbon sequestration : a revealed-preference approach, *American Economic Review*, 89(4), 1999.
- Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo, et D. J. Dokken (Eds.), *IPCC Special Report : Land Use, Land Use Change and forestry*, Cambridge University Press, 2000.

West, T., M. Post, J. Amthor, et G. Marland, National carbon sequestration assessment, *Document de travail*, Oak Ridge National Lab., 2000.

Chapitre 8

Théorie du tempo optimal de la séquestration en univers certain

Sommaire

Introduction	294
8.1 Définition du problème coût-bénéfice	296
8.1.1 Variables de commande, d'état, et dynamique	296
8.1.2 Fonctions de coût et critère inter-temporel	297
8.2 Conditions nécessaires d'optimalité et interprétation des variables adjointes	298
8.2.1 Conditions nécessaires d'optimalité	298
8.2.2 Interprétation des variables adjointes $\lambda(t)$ et $\mu(t)$	300
8.2.3 Etat stationnaire intérieur	305
8.2.4 Système dynamique solution et espace des phases	307
8.3 Le cas de l'action uniquement fossile	309
8.3.1 Trajectoires fossiles dans l'espace des phases	309
8.3.2 Trajectoire optimales: croyances économiques, environnemen- tales et limites de l'approche "balistique"	314
8.4 Séquestration optimale dans un cadre balistique certain	315
8.4.1 Début de trajectoire	318
8.4.2 Trajectoires asymptotiques	318
8.4.3 Expérience numérique: trajectoires dans le plan de phase (C, e)	320
Conclusion	323
Références	326

Introduction

Des mécanismes économiques ont été mis en place (Chap. 2) dans le cadre du Protocole de Kyoto, selon lesquels, dans un système contraignant quantitatif, des droits d'émission fossile peuvent être échangées avec des crédits carbones issus de projets de séquestration. Même si ces droits carbone portent des noms différents suivant leur origine¹, ils sont totalement transférables et échangeables sur le marché du carbone : la contrainte-carbone, exprimée par un quota d'émission pour chaque Partie sur une période d'engagement de cinq ans, peut être réalisée en limitant les émissions, mais aussi

¹AAU, CER, ERU et RMU, respectivement pour Assigned Amount Unit, Certified Emission Reductions, Emission Reduction Unit et Removal units. Les AAU sont les droits d'émission à proprement parler, alloués à chaque Partie par le Protocole de Kyoto, et pouvant être vendus ou achetés auprès d'autres Parties de l'Annexe I. Les CER sont les crédits issus de projets CDM (Art. 12). Les ERU sont les crédits issus de l'application conjointe (Art. 6). Les RMU sont les crédits issus des puits biologiques. Le Protocole de Kyoto impose à chaque Partie de vérifier $AAU + RMU + CER + ERU \geq Em$ où Em sont les émissions nettes du pays calculées selon l'Article 3 du Protocole.

en se procurant des crédits liées à la séquestration, que ceux-ci soient produits de façon domestique, ou qu'ils soient importés après avoir été achetés sur le marché.

Cependant, nous avons vu (Chap. 7) que les projets d'usage des sols présentaient deux caractéristiques importantes : (i) ils délivraient une quantité finie de crédits, ce qui n'est pas en soi très différent d'un projet d'abattement fossile, et (ii) éventuellement, de manière volontaire ou non, au bout d'un certain temps, des crédits *négatifs* peuvent apparaître, à cause d'un relarguage de carbone, accidentel ou non (abandon des surfaces, projet de séquestration temporaire). Dès lors, parce qu'il existe une probabilité non nulle que le carbone issu d'un projet de séquestration soit relargué à une date future, les projets générant des crédits de séquestration sont des objets économiques différents de ceux générant un abattement fossile. En plus des différences liées au calcul des coûts, les bénéfices climatiques des projets de séquestration sont donc structurellement différents, puisque limités et réversibles.

Ces différences font que la séquestration et l'abattement fossile s'insèrent probablement de manière contrastée dans une politique globale de mitigation telle qu'elle ressortirait d'un calcul coût-bénéfice, tant en terme de tempo des mesures, qu'en terme de part de l'effort. La rhétorique classique est que les projets de séquestration sont un moyen de "gagner du temps", en produisant des bénéfices climatiques à court terme, impossibles à obtenir par un abattement fossile trop coûteux à l'heure actuelle. Mais on peut aussi tenter le raisonnement inverse : si la séquestration ne fournit qu'un "nombre de cartouches" limité face à la menace des dommages du changement climatique, n'est il pas raisonnable d'attendre que le besoin s'en fasse réellement sentir pour s'en servir ?

L'objectif de ce chapitre est de tenter une analyse balistique sur la façon dont abattement fossile et immobilisation de terres pour stocker du carbone se combinent au sein d'une politique optimale déterministe, dans laquelle les dommages potentiels du changement climatique sont connus, et où l'on s'attache à minimiser la somme actualisée des coûts de mitigation et des dommages économiques du changement climatique. Cette analyse a ses limites du fait du caractère "certain" de la fonction de dommages, et du fait d'une représentation très simplifiée des coûts de mitigation. Mais il faut la voir comme une première approche, devant mettre en lumière les résultats que nous obtiendrons au chapitre suivant, où les dommages du changement climatique seront inconnus et probabilisés, et où l'inertie socio-économique (difficulté d'ajuster rapidement les trajectoires d'émission) sera explicitement modélisée. Les deux chapitres sont donc complémentaires en ce sens qu'ils permettront d'établir quelles sont les trajectoires optimales de séquestration, et de quelles hypothèses leur tempo dépend.

Nous regarderons tout particulièrement comment le tempo de la séques-

tration (rythme de mise en œuvre, relarguage futur ?) s'établit en regard de celui de l'abattement fossile. Pour la clarté du propos, et parce des résultats analytiques sont impossibles à obtenir avec un modèle comme OSCAR, nous allons devoir faire quelques concessions (i) sur la représentation de la réponse temporelle du cycle du carbone et des effets d'amplifications démontrés, et (ii) sur la représentation des profils temporels de séquestration après conversion d'une parcelle de terre. Cependant, nous veillons à ce que notre nouveau schéma respecte les effets de *saturation* et de *réversibilité* propre aux politiques de séquestration, ainsi que des règles élémentaires comme la conservation de la masse dans le cycle global du carbone, si bien que nous pensons éviter, *in fine*, le “piège de l'esthétisme” [Guesnerie, 1998] qui nous ferait tirer d'un modèle trop simple des conclusions erronées.

8.1 Définition du problème coût-bénéfice

On considère le problème *coût-bénéfice* en temps continu, de la minimisation de la somme actualisée des coûts d'abattement et de séquestration et des dommages climatiques.

8.1.1 Variables de commande, d'état, et dynamique

On note $e(t) > 0$ les émissions de carbone fossile à l'instant t (en GtC/an), qui sont une variable de contrôle du modèle. A chaque instant, on dispose d'un second contrôle $a(t)$ sur le système, relatif à la séquestration. La variable $a(t)$ définit la quantité de terres, en ha/an, ajoutées (si $a(t) > 0$) ou retirées (si $a(t) < 0$) à l'instant t du cumul $A(t)$ des terres immobilisées à cet instant. $A(t)$ est une variable d'état du modèle. Notez l'appellation terres *immobilisées* pour $A(t)$: ces terres peuvent éventuellement être “démobilisées” et reversées à d'autres pratiques (agricoles par exemple). On note $\bar{A}$ la totalité des surfaces disponibles.

Les questions de réversibilité et de saturation² de la séquestration sont traitées de la manière suivante : quand une terre est nouvellement destinée à la séquestration ($a(t) > 0$), le carbone est *immédiatement* séquestré à hauteur de densité maximale du carbone sur la surface, notée κ (en tC/ha). Symétriquement, quand la surface de terres immobilisées est réduite ($a(t) < 0$), le carbone $\kappa a(t)$ séquestré sur la parcelle “démobilisée” d'aire $a(t)$ retourne *immédiatement* à l'atmosphère. La réversibilité est donc traitée, mais nous sommes moins précis sur les effets transitoires qui veulent qu'en réalité, les stocks de carbone évoluent progressivement vers un nouvel équilibre après changement d'affectation (voir Chap. 3). La saturation (limite supérieure au

²Par saturation, on entend le fait que sur un hectare le stock de carbone stocké est nécessairement *fini*, même pour un projet de durée *tendant vers l'infini*.

cumul du carbone séquestré) est prise en compte par la double imposition d'un limite $\bar{A}$ sur le cumul de terres disponibles, et d'une densité fixe κ de carbone à l'hectare.

La dynamique du système comporte une équation pour l'atmosphère et une équation pour les terres :

$$\frac{\partial C}{\partial t}(t) = e(t) - \kappa a(t) - \delta C(t) \quad (8.1)$$

$$\frac{\partial A}{\partial t}(t) = a(t) \quad (8.2)$$

Le coefficient δ est égal à l'inverse du temps de résidence moyen de l'excès de CO₂ atmosphérique dans ce réservoir [Bolin et Rodhe, 1973].

Les conditions initiales, sur les variables d'état $C(t)$ et $A(t)$ du système, tiennent compte du fait que l'on se situe initialement à un état perturbé pour l'atmosphère.

$$C(0) = C > 0 \quad (8.3)$$

$$A(0) = 0 \quad (8.4)$$

La représentation du cycle du carbone adoptée est donc des plus simples, et stipule que l'excès de concentration atmosphérique *par rapport à l'état pré-industriel* $C(t)$ décroît naturellement, à une vitesse proportionnelle à l'excès lui même. Insistons sur le fait que cette représentation, malgré sa simplicité, ne contient *pas* le biais théorique structurel du modèle de Nordhaus [1994], selon lequel le cycle du carbone réalise naturellement un *abattement* "instantané" sur les *émissions* fossiles (voir Chap. 1, p. 51). L'abandon délibéré de cet "abattement à l'origine", présent chez Nordhaus [1994], rend certes plus difficile l'accord statistique du modèle sur le lien historique émissions-concentrations, mais au bénéfice d'une bien meilleure considération des effets de long terme, lorsque les concentrations de CO₂ sont proches d'être stabilisées.

8.1.2 Fonctions de coût et critère inter-temporel

Les dommages *instantanés* (unité \$/an) sont supposés dépendre uniquement de l'excès de concentration atmosphérique, et sont notés $D(C(t))$. Ils sont de plus supposés convexes en la concentration : $D'(C) > 0$ et $D''(C) < 0$.

Les coûts de mitigation sont généralement exprimés en fonction du niveau d'abattement en regard d'une trajectoire d'émission de référence. Afin d'éviter l'introduction d'une trajectoire de référence, nous faisons ici dépendre, les coûts instantanés de mitigation directement du taux d'émission fossile : $Q_m(e(t))$, avec $Q'_m(e) < 0$ et $Q''_m(e) > 0$. Ce sont également des *flux* de coûts (en US\$/an).

Les coûts instantanés de séquestration sont fonction de la quantité cumulée de terre $A(t) \geq 0$ immobilisée dans les programmes de séquestration, et sont notés $Q_s(A(t))$. Ces coûts sont supposés convexes et diverger quand les surfaces immobilisées approchent la valeur critique $\bar{A}$, égale à la totalité des terres disponibles : $Q'_s(A) > 0$, $Q''_s(A) > 0$, et $\lim_{A \rightarrow \bar{A}} Q_s(A) = +\infty$. Ceci garantit l'existence d'une borne supérieure $A(t) < \bar{A}$ aux surfaces immobilisées. Cette conception des coûts de séquestration, à notre sens meilleure que celle communément admise dans la littérature [Adams et al., 1993, p.ex.], et qui revient à exprimer le coût de séquestration en fonction de la *vitesse* (*i.e.* du *flux*) de séquestration du carbone. Ici, le coût annuel est fonction du *stock* cumulé séquestré. En particulier, les coûts de maintenance du stock constitué sont ici pris en compte, alors qu'ils n'apparaissent pas dans un cadre où les coûts de séquestration dépendent du flux séquestré. En théorie cependant, le *rythme* $a(t)$ de conversion des terres peut aussi avoir un coût en soi, s'ajoutant au coût d'immobilisation. Nous considérons dans un premier temps ce coût proportionnel au flux nul, mais plaçons une contrainte sur le rythme de séquestration : $\underline{a} < a(t) < \bar{a}$, avec $\underline{a} < 0$ et $\bar{a} > 0$ prescrits. Le fait que l'on puisse avoir $a(t) < 0$ garantit la possibilité de renverser les politiques de séquestration.

Par ailleurs, nous ne considérons pas ici que les coûts d'immobilisation des terres évoluent de manière autonome dans le temps. Le progrès technique agricole ou la pression sur les terres peuvent expliquer tant une baisse qu'une hausse du coût d'opportunité des terres (Chap. 7) : nous considérerons donc, pour la simplicité de l'analyse, que la fonction $Q_s(A)$ est invariante dans le temps.

Le programme coût-bénéfice du planificateur s'écrit, en notant ρ le taux d'actualisation :

$$\min_{e(t), a(t)} \int_{t=0}^{\infty} e^{-\rho t} [Q_m(e(t)) + Q_s(A(t)) + D(C(t))] dt \quad (8.5)$$

8.2 Conditions nécessaires d'optimalité et interprétation des variables adjointes

8.2.1 Conditions nécessaires d'optimalité

Le programme complet (8.6–8.17), montré Tab. 8.1, fait apparaître des contraintes d'état et de contrôle. Notons $\lambda(t)$ et $\mu(t)$ les états adjoints, en valeur courante, associés respectivement à la dynamique du carbone, et des terres. On note q_i et $i = 1, 2, 3$ les multiplicateurs associés aux contraintes

variable	description	unité	type
$C(t)$	excès de CO ₂ atmosphérique	ppmv	var. d'état
$A(t)$	terres immobilisées	Mha	var. d'état
$e(t)$	émissions fossiles annuelles	GtC/an	var. de contrôle
$a(t)$	flux de surface immobilisée	Mha/an	var. de contrôle
$\underline{a}$	vitesse maxi. de dé-séquestration	Mha/an	paramètre
$\bar{a}$	vitesse maxi. de séquestration	Mha/an	paramètre
κ	densité carbone des terres	GtC/Mha	paramètre
$1/\delta$	temps typique de décroissance de l'excès de CO ₂ atmosphérique	années	paramètre
ρ	taux d'actualisation	an ⁻¹	paramètre
$D(C)$	coût des dommages	US\$/an	fonction
$Q_m(e)$	coût de mitigation	US\$/an	fonction
$Q_s(A)$	coût de sequestration	US\$/an	fonction

(i) dynamique

$$\frac{\partial C}{\partial t}(t) = e(t) - \kappa a(t) - \delta C(t) \quad (8.6)$$

$$\frac{\partial A}{\partial t}(t) = a(t) \quad (8.7)$$

(ii) conditions initiales

$$C(0) = C > 0 \quad A(0) = 0 \quad (8.8)$$

(iii) contraintes de contrôle et d'état

$$a(t) > \underline{a} \quad a(t) < \bar{a} \quad (8.9)$$

$$e(t) > 0 \quad (8.10)$$

$$A(t) \geq 0 \quad A(t) < \bar{A} \quad (8.11)$$

$$C(t) \geq 0 \quad (8.12)$$

(iv) convexité des fonctions de coût et de dommages

$$D'(C) > 0 \quad D''(C) > 0 \quad (8.13)$$

$$Q'_m(e) < 0 \quad Q''_m(e) > 0 \quad (8.14)$$

$$Q'_s(A) > 0 \quad Q''_s(A) > 0 \quad (8.15)$$

$$\lim_{A \rightarrow \bar{A}} Q_s(A) = +\infty \quad (8.16)$$

(v) objectif

$$\max_{e(t), a(t)} - \int_{t=0}^{\infty} e^{-\rho t} [Q_m(e(t)) + Q_s(A(t)) + D(C(t))] dt \quad (8.17)$$

TAB. 8.1: Variables, paramètres et équations du modèle coût-bénéfice.

d'état (Eq. 8.11-8.12). On note $\mathcal{H}^c$ le Hamiltonien courant du programme.

$$\begin{aligned}\mathcal{H}^c(C, A, e, a, \lambda, \mu, q_1, q_2, q_3, t) \\ = -Q_m(e) - Q_s(A) - D(C) \\ + \lambda(e - \kappa a - \delta C) + \mu a \\ + q_1(t)C(t) + q_2(t)A(t) + q_3(\bar{A} - A(t))\end{aligned}$$

Notons $\mathcal{U} = \{(e, a) \mid e \geq 0, a \in [\underline{a}, \bar{a}]\}$ l'ensemble admissible du contrôle. Alors, selon le principe du maximum, si $(C^*(t), A^*(t), e^*(t), a^*(t))$ est une solution au problème (8.6- 8.17), il existe deux fonctions continues $\lambda(t)$ et $\mu(t)$ telles que $\forall t > 0$:

$$(e^*(t), a^*(t)) = \underset{(e(t), a(t)) \in \mathcal{U}}{\operatorname{argmax}} \mathcal{H}^c(C^*(t), A^*(t), e, a, \lambda(t), \mu(t), t) \quad (8.18)$$

$$\dot{\lambda}(t) - \rho\lambda(t) = -\frac{\partial \mathcal{H}^c}{\partial C}(C^*(t), A^*(t), e^*(t), a^*(t), \lambda(t), \mu(t), t) \quad (8.19)$$

$$\dot{\mu}(t) - \rho\mu(t) = -\frac{\partial \mathcal{H}^c}{\partial A}(C^*(t), A^*(t), e^*(t), a^*(t), \lambda(t), \mu(t), t) \quad (8.20)$$

i.e. :

$$\lambda(t) = -Q'_m(e^*(t)) \quad \text{ou } e(t) = 0 \quad (8.21)$$

$$\mu(t) = \kappa\lambda(t) \quad \text{ou } a(t) \in \{\underline{a}, \bar{a}\} \quad (8.22)$$

$$\dot{\lambda}(t) = (\rho + \delta)\lambda(t) + D'(C(t)) + q_1(t) \quad (8.23)$$

$$\dot{\mu}(t) = \rho\mu(t) + Q'_s(A(t)) + q_2(t) - q_3(t) \quad (8.24)$$

A celles-ci s'ajoutent les conditions de transversalité pour les contraintes d'état :

$$q_1(t)C(t) = 0 \quad (8.25)$$

$$q_2(t)A(t) = 0 \quad (8.26)$$

$$q_3(t)(\bar{A} - A(t)) = 0 \quad (8.27)$$

et de fermeture :

$$\lim_{t \rightarrow \infty} e^{-\rho t} \lambda(t) = 0 \quad (8.28)$$

$$\lim_{t \rightarrow \infty} e^{-\rho t} \mu(t) = 0 \quad (8.29)$$

8.2.2 Interprétation des variables adjointes $\lambda(t)$ et $\mu(t)$

8.2.2.1 $\lambda(t)$ et dommage climatique incrémental

Supposons $q_i(t) = 0$, pour $i = 1, 2, 3$, *i.e.* les contraintes d'état ne "mordent" pas. L'intégration de (8.23) fournit une interprétation pour $\lambda(t)$:

$$\lambda(t) = - \int_t^\infty e^{-(\rho+\delta)(s-t)} D'(C(s)) ds \quad (8.30)$$

Cette équation donne le comportement de $\lambda(t)$ sur un chemin optimal $C(s)$. Tâchons d'interpréter le membre de droite. Par dérivation des fonctions composées, en notant D_s le dommage instantané à l'instant s , on obtient :

$$\left. \frac{\partial D_s}{\partial C_t} \right|_{C_t} = \left. \frac{\partial D_s}{\partial C_s} \right|_{C_s} \left. \frac{\partial C_s}{\partial C_t} \right|_{C_t} \quad (8.31)$$

$$= D'(C_s) \left. \frac{\partial C_s}{\partial C_t} \right|_{C_t} \quad (8.32)$$

Or, du fait de la *linéarité* du cycle du carbone (Eq. 8.6), l'ajout d'une quantité dC_t de carbone dans l'atmosphère à la date t , est responsable, à toutes les dates futures $s > t$, d'un excès de CO_2 atmosphérique $dC_s = e^{-\delta(s-t)} dC_t$. D'où, comme $dC_s = \frac{\partial C_s}{\partial C_t} dC_t$:

$$\left. \frac{\partial C_s}{\partial C_t} \right|_{C_t} = e^{-\delta(s-t)} \quad (8.33)$$

Les deux équations (8.32-8.33) nous permettent de réécrire $\lambda(t)$:

$$\lambda(t) = - \int_t^\infty e^{-\rho(s-t)} \left. \frac{\partial D_s}{\partial C_t} \right|_{C_t} ds \quad (8.34)$$

Or $\frac{\partial D_s}{\partial C_t} = 0$ pour $s < t$, donc aussi

$$\lambda(t) = - \int_0^\infty e^{-\rho(s-t)} \left. \frac{\partial D_s}{\partial C_t} \right|_{C_t} ds \quad (8.35)$$

Or, $D_{tot} = \int_0^\infty e^{-\rho(s-t)} D(C(s)) ds$ est le dommage total actualisé à t (Chap. 7), on obtient donc :

$$\lambda(t) = - \left. \frac{\partial D_{tot}}{\partial C_t} \right|_{C_t} \quad (8.36)$$

Cette équation stipule que la variable adjointe $\lambda(t)$ est égale à l'opposé de la dérivée partielle du dommage total actualisé en valeur à t par rapport à la concentration atmosphérique à la date t . Donc, $-\lambda(t)$ mesure de combien varie le dommage total actualisé à t en réponse à un surcroît (infinitésimal) de concentration à t . En particulier, pour $t = 0$, $-\lambda(0)$ représente le supplément de dommage total créé par un accroissement marginal du stock atmosphérique initial. A l'inverse, sur une certaine trajectoire atmosphérique, l'abattement d'une unité de carbone supplémentaire à l'instant t ($dC_t = -1$) génère une somme actualisée (en valeur de l'instant t) de bénéfices futurs, égale à $\lambda(t)$.

Le terme "dérivée du dommage total actualisé par rapport à la concentration à la date t " étant relativement lourd, nous allons rappeler le concept de dommage *incrémental* déjà vu au chapitre 7 :

Définition 22 On appelle dommage incrémental à la date t , la valeur de $\partial D_{tot}/\partial C_t$ où D_{tot} est la somme des dommages actualisés à t , et C_t la concentration atmosphérique à t .

Il faut prendre garde à bien distinguer le dommage *incrémental* du dommage *marginal* défini comme la dérivée $D'(C)$ de la fonction de dommage *instantané* par rapport à la concentration. Cette dernière donne la variation du flux $D(C)$ de dommage *instantané* à la date t , en réponse à une variation marginale de la concentration à t . Dans la littérature, des confusions sont possibles car le terme unique de “dommage marginal” est utilisé pour ces deux concepts. Nous décidons d’appeler $\lambda(t)$ dommage “incrémental”, et nous réserverons l’usage du terme “dommage marginal” uniquement pour la dérivée $D'(C)$.

Cette précision étant faite, l’équation (8.21) garantit qu’à l’optimum, le dommage incrémental $\partial D_{tot}/\partial C_t$ est égal au coût marginal $Q'_m(e)$ d’abattement à t :

$$Q'_m(e^*(t)) = \left. \frac{\partial D_{tot}}{\partial C_t} \right|_{C_t} \quad (8.37)$$

Le calcul du dommage *incrémental* λ tient compte de la réponse future $s > t$ de l’atmosphère à une perturbation à la date t . Or, les conséquences atmosphériques $dC(s)$ à $s > t$ d’une variation du contenu-carbone à t tendent vers 0 quand $s \rightarrow \infty$. Cet effet lié au cycle du carbone, se manifeste dans l’expression de $\lambda(t)$ par la présence dans l’intégrande du facteur $e^{-\delta(s-t)}$ atténuant le dommage marginal *instantané* $D'(C(s))$. En ce sens, du point de vue des dommages incrémentaux, le paramètre δ qui mesure la vitesse de décroissance de l’excès de CO_2 atmosphérique, joue un rôle similaire à celui du taux d’actualisation ρ . En d’autres termes, un faible temps de résidence $1/\delta$ de l’excès de carbone dans l’atmosphère joue à diminuer les dommages incrémentaux. Une augmentation du taux d’actualisation ρ a un effet similaire. Taux d’actualisation et cycle du carbone ont donc des effets voisins dans l’atténuation des dommages incrémentaux, un résultat qui ne se retrouve pas dans le cas d’une pollution de dite de stock ($\delta = 0$, *i.e.* sans décroissance spontanée du niveau de polluant dans le temps), où seul le facteur d’actualisation $e^{-\rho(s-t)}$ serait intervenu pour limiter le dommage incrémental. Au final, la condition de transversalité (Eq. 8.28) s’interprète comme le fait que les dommages incrémentaux (actualisés en 0) tendent vers 0 à l’infini.

8.2.2.2 $\mu(t)$ et coût incrémental de sanctuarisation

De manière similaire, on peut interpréter $-\mu(t)$ comme le coût total actualisé (en valeur de l’instant t) de la *sanctuarisation*, à la date t , d’une

unité de surface *supplémentaire*. On appelle *sanctuarisation* à la date t , l'immobilisation d'une parcelle *entre* t et $+\infty$, à des fins de séquestration. En effet, soit une trajectoire d'immobilisation quelconque $A(s)$, $s > 0$. Le coût en valeur de l'instant t , de ce profil de séquestration est

$$Q_s^{tot} = \int_0^\infty e^{-\rho(s-t)} Q_s(A(s)) ds \quad (8.38)$$

Soit une nouvelle trajectoire $\tilde{A}(s)$ différant de $A(s)$ par l'ajout d'une *sanctuarisation* infinitésimale dA_t à l'instant t :

$$\begin{aligned} \tilde{A}(s) &= A(s) & \forall s < t \\ \tilde{A}(s) &= A(s) + dA_t & \forall s \geq t \end{aligned} \quad (8.39)$$

Le coût total (en valeur à la date t) de cette nouvelle trajectoire de séquestration est :

$$\begin{aligned} \widetilde{Q_s^{tot}} &= \int_0^t e^{-\rho(s-t)} Q_s(A(s) + dA_t) ds \\ &+ \int_t^\infty e^{-\rho(s-t)} Q_s(A(s) + dA_t) ds \end{aligned} \quad (8.40)$$

$$\underset{dA_t \rightarrow 0}{\sim} Q_s^{tot} + dA_t \int_t^\infty e^{-\rho(s-t)} Q'_s(A(s)) ds \quad (8.41)$$

Or, en intégrant (8.24) :

$$\mu(t) = - \int_t^\infty e^{-\rho(s-t)} Q'_s A(A(s)) ds \quad (8.42)$$

d'où effectivement :

$$\frac{\partial Q_s^{tot}}{\partial A_t} = -\mu(t) \quad (8.43)$$

Cette relation définit $-\mu(t)$ comme le coût *incrémental* d'une sanctuarisation à t . L'existence d'un coût incrémental, *i.e.* d'un surplus de coûts futurs aux dates $s > t$ en réaction à une sanctuarisation supplémentaire intervenant à la date t , s'explique par une conception des coûts séquestration comme dépendant du *cumul* de terres immobilisées. Cette inertie de stock constitutive de notre problème fait que séquestrer 1 tonne à t entraîne des coûts sur toute la trajectoire future, aux dates $s > t$.

Il est utile de noter ici que dans notre modèle le coût (instantané) d'abattement *fossile* dépend uniquement de l'abattement de la date t : *i.e.* la décision d'abattement à t n'a pas d'effet sur les coûts d'abattement aux autres dates. Ici, le *coût incrémental* d'abattement fossile est donc égal au coût *marginal* d'abattement fossile instantané $Q'_m(e)$. Ce ne serait plus le cas dans un modèle qui comporterait une part d'inertie sur le secteur énergétique, où les coûts instantanés d'abattement seraient par exemple de la forme $Q_m(e, \dot{e})$, car dans ce cas un abattement infinitésimal à t à un impact en terme de coût aux dates futures. Nous y reviendrons au chapitre suivant.

8.2.2.3 Lien entre dommages incrémentaux, coûts incrémentaux et “prix du carbone”

A ce stade du propos, nous avons défini de manière rigoureuse :

- d’une part le dommage climatique *incrémental* : c’est par définition le terme intégral de droite de l’équation (8.30), et nous avons montré qu’il était égal à la variable adjointe $\lambda(t)$,
- d’autre part le coût *incrémental* d’une sanctuarisation à partir de t : c’est par définition le terme intégral de droite de l’équation (8.42).

Ceci nous donne l’occasion, de revenir sur le lien entre coûts et dommages incrémentaux et d’autres concepts comme ceux de prix implicite, de niveau de taxe ou de prix du carbone³. En effet, $\lambda(t)$ est, par définition, en termes techniques de contrôle optimal, le “prix implicite” du CO₂ atmosphérique⁴, défini *relativement au programme d’optimisation particulier considéré ici*. En toute rigueur, le prix implicite $\lambda(t)$ mesure de combien le coût total actualisé (à t) du programme d’optimisation serait réduit si on pouvait pour un relâchement unitaire, à la date considérée, de la contrainte de dynamique à laquelle cette variable implicite est adjointe.

Ce prix implicite a une utilité “pratique” en économie. En effet, des équivalences existent entre programme d’optimisation centralisé (celui ci-dessus) et programme décentralisé⁵ selon lesquelles, en théorie, le “prix implicite du carbone” du programme centralisé est égal⁶, dans le programme décentralisé *équivalent*,

- soit au *prix “réel” de la taxe*, par définition même de la taxe, dans des programmes décentralisés en prix,
- soit au *prix du carbone sur le marché de quotas d’émission*, dans des programmes décentralisés en quantité.

³L’expérience montre, que la littérature accumule les références à ces termes sans qu’ils soient souvent bien précisés, ou les utilisant de manière *substituable*, alors qu’ils ne sont *pas* interchangeables en général, mais uniquement dans certains cadres théoriques, sous certaines conditions d’optimalité et/ou de choix particulier des *fonctions* de coûts et de dommages. Ce risque de confusion doit être évité, car pour la question du tempo de la séquestration, comme nous le verrons, la variable clé, en fonction de laquelle s’articuleront les résultats, est le “dommage incrémental” ($\lambda(t)$). Les autres termes cités ci-dessus sont toujours plus ou moins liés à $\lambda(t)$, en fonction des conditions d’optimalité et/ou du cadre général de l’analyse.

⁴On dit aussi variable adjointe (à la variable C).

⁵Un tel programme évacue la question des dommages en fixant soit un quota d’émission global à chaque période comme prévu par le programme centralisé avec création d’un marché d’échange d’émissions, soit une taxe carbone au niveau de la variable adjointe $\lambda(t)$ (en valeur présente à t).

⁶Ces relations ne sont vraies que dans l’hypothèse d’anticipation parfaite des trajectoires futures, qui veut que les acteurs choisissent leur abattement instantané de manière à ce que le coût incrémental de cet abattement soit égal, dans le premier cas, au niveau de la taxe, dans le second cas au prix du carbone sur le marché.

Qu'en déduit-on ici ? Tout d'abord, que le prix de la taxe, $\lambda(t)$ est égal au coût marginal d'abattement fossile instantané (Eq. 8.21). Mais prêtons garde à ce résultat qui n'est valable ici que parce qu'aucun effet d'inertie⁷ est présent dans le secteur fossile, et aussi parce qu'aucun effet d'équilibre général⁸ n'est modélisé ici⁹.

Ensuite, la taxe est la même pour le carbone fossile et pour le carbone séquestré (Eq. 8.22), mais ceci dépend des hypothèses sur le rôle des deux carbones dans l'équation d'évolution atmosphérique : ici leur rôle est parfaitement symétrique. Les effets d'amplifications éventuels (Chap. 5), non pris en compte ici, pourraient, sur le plan théorique, justifier une taxe différente. Résumons ces acquis :

Résultat 7 (Interprétation des variables adjointes et conditions d'optimalité) *L'état adjoint $\lambda(t)$ de la dynamique atmosphérique est égal au dommage incrémental à t . A l'optimum non contraint, le dommage incrémental, est égal au coût marginal actualisé à t de l'abattement (absence d'inertie au niveau des coûts d'abattement, absence d'effets d'équilibre général) L'état adjoint $\mu(t)$ de la dynamique des terres est égal au coût incrémental à t , de la sanctuarisation de terre à compter de t .*

Avec cette interprétation, le principe du maximum donne un premier résultat théorique sur le tempo optimal de la séquestration (Eq. 8.22) : sur le chemin optimal,

- soit $a(t) \in]\underline{a}, \bar{a}[$ (optimum non contraint), et la vitesse de conversion des terres $a(t)$ est telle que le coût incrémental $\partial Q_s^{tot} / \partial A_t$ de séquestration à t est égal au bénéfice incrémental atmosphérique $-\kappa\lambda(t)$ associé à cette même date,
- soit $a(t) \in \{\underline{a}, \bar{a}\}$, et la vitesse de conversion des terres $a(t)$ est minimale $a(t) = \underline{a}$ (resp. maximale, $a(t) = \bar{a}$) si le coût incrémental de séquestration est supérieure (resp. inférieure) au dommage incrémental.

8.2.3 Etat stationnaire intérieur

Revenons à la résolution du problème coût-bénéfice. Supposons qu'un point stationnaire intérieur existe, *i.e.* $q_i(t) = 0$, pour $i = 1, 2, 3$, $e(t) > 0$ et $a(t) \in]\underline{a}, \bar{a}[$. Les conditions du premier ordre (annulation des dérivées tem-

⁷Un effet d'inertie ferait dépendre le coût d'abattement à une période t donnée, d'actions (par exemple les abattements) réalisés à une période précédente.

⁸Un effet d'équilibre général ferait qu'une décision d'abattement aurait un impact non pas sur la dépense de mitigation du secteur en question, mais sur d'autres secteurs ou sur la croissance de l'économie, créant un second canal d'influence sur le critère.

⁹En présence d'effets d'inertie, ou d'effets d'équilibre général, ce n'est pas le coût marginal instantané qui s'ajuste au niveau de la taxe, mais la variation marginale du coût total inter-temporel (critère).

porelles des variables d'état et des variables adjointes) donnent, en notant x^* la valeur à l'état stationnaire de la variable $x(t)$.

$$e^* = \delta C^* \quad (8.44)$$

$$a^* = 0 \quad (8.45)$$

$$(\rho + \delta)\lambda^* + D'(C^*) = 0 \quad (8.46)$$

$$\rho\mu^* + Q'_s(A^*) = 0 \quad (8.47)$$

$$Q'_m(e^*) = -\lambda^* \quad (8.48)$$

$$\kappa\lambda^* = \mu^* \quad (8.49)$$

Ces résultats conduisent à une première remarque pour les politiques de long-terme : celles-ci admettent des valeurs stationnaires d'émissions fossiles non nulles, uniquement déterminées par le paramètre δ du cycle du carbone, le taux d'actualisation ρ et les fonctions de coût marginal d'abattement et de dommages. Ce résultat doit être lu prudemment du côté du cycle du carbone : il dépend directement des hypothèses sommaires sur la capacité d'absorption de l'atmosphère, supposé linéaire en l'excès de carbone (paramètre δ). Or, *tous* les modèles biogéochimiques concordent sur le fait qu'une stabilisation des concentrations implique, à cause des effets de saturation des puits terrestres et océaniques sur le *très* long terme, une *annulation* à terme des émissions fossiles [Enting *et al.*, 1994]. Toutefois, en raison de la lenteur du retour à l'équilibre de l'océan profond, à moyen terme (100-200 ans), une stabilisation des concentrations peut s'entendre avec des émissions fossiles résiduelles non nulles (cf Fig 1.8, p. 52) ce qui rend acceptable pour le long terme la représentation adoptée ici, pour peu que le paramètre δ ne soit pas trop "généreux"¹⁰.

L'état stationnaire est important car le théorème du *turnpike* garantit que les trajectoires optimales du problème d'optimisation convergent asymptotiquement vers un état stationnaire. A l'état stationnaire, aucune conversion de terre n'a plus lieu. Cependant, il existe un chemin de séquestration dans la trajectoire menant à l'état stationnaire, puisque la quantité de terres immobilisées à l'équilibre est positive ($A^* > 0$), mais d'autant moins que les coûts de la terre sont élevés¹¹. Nous avons donc le résultat suivant :

¹⁰Gardons seulement à l'esprit que paramétrer la réponse du cycle sur un seul paramètre δ , impose de choisir entre respect des conditions asymptotiques (régime "permanent", par exemple respect des trajectoires permettant la stabilisation à un certain niveau), et respect des conditions historiques ("respect du régime transitoire", par exemple bon accord sur les XIX et XX^{ème} siècles). Nous devons bien être conscient des erreurs que nous ne manquerions pas de faire dans l'évaluation des effets de long terme, si comme Nordhaus, nous faisons entière confiance à un cycle paramétré "en régime transitoire" sur 2 variables.

¹¹Ceci résulte directement des hypothèses de convexité sur $D(C)$ et $Q_s(A)$, ainsi que $\mu(t) = \kappa\lambda(t)$ (vérifié puisque $a(t) \in [\underline{a}, \bar{a}]$) et de l'équation (8.47), toutes choses égales par ailleurs.

Résultat 8 (Propriétés de l'état stationnaire asymptotique) A

l'état stationnaire, les conversions de terres ($\dot{a}$) sont nulles. Seules les réductions d'émissions fossiles permettent de contrôler, à l'état stationnaire, le stock efficace de carbone atmosphérique. Le niveau d'émission stationnaire e est indépendant de la trajectoire d'immobilisation de terres réalisée. Par ailleurs, $A^ > 0$, indiquant que la quantité de terres immobilisées à l'équilibre est positive.*

8.2.4 Système dynamique solution et espace des phases

Nous allons maintenant exprimer les 4 conditions nécessaires d'optimalité (8.21–8.24) sous la forme d'un système différentiel dynamique du premier ordre, en fonction des variables (C, e, A, a) , afin de chercher les propriétés des trajectoires $t \mapsto (C(t), e(t), A(t), a(t))$. On sait (théorème de Cauchy-Lipschitz) que, pour chaque point de l'espace des phases, il existe une unique trajectoire, aussi appelée courbe intégrale, passant par ce point. On suppose la solution intérieure en les variables d'état : *i.e.* $q_i(t) = 0$, pour $i = 1, 2, 3$.

On cherche donc f_i , $i = 1...4$ tel que

$$\dot{C}(t) = f_1(C(t), e(t), A(t), a(t)) \quad (8.50)$$

$$\dot{e}(t) = f_2(C(t), e(t), A(t), a(t)) \quad (8.51)$$

$$\dot{A}(t) = f_3(C(t), e(t), A(t), a(t)) \quad (8.52)$$

$$\dot{a}(t) = f_4(C(t), e(t), A(t), a(t)) \quad (8.53)$$

8.2.4.1 $f_1 = \dot{C}$

D'après l'équation (8.6), on a immédiatement :

$$f_1(C, e, A, a) = e - \kappa a - \delta C \quad (8.54)$$

Ceci nous donne immédiatement la topologie du locus $\dot{C} = 0$: c'est un hyperplan de l'espace. Dans le plan de coupe (C, e) au niveau du point a , les points $\dot{C} = 0$ sont sur une droite $e = \delta C + \kappa a$.

8.2.4.2 $f_2 = \dot{e}$

Pour f_2 , dérivons la condition du premier ordre (8.21) par rapport au temps (en supposant donc $e(t) > 0$) :

$$-\dot{\lambda}(t) = \dot{e}(t) \frac{\partial^2 Q_m(e)}{\partial e^2} \quad (8.55)$$

soit, en tenant compte de la condition d'optimalité (8.23) sur la dynamique $\dot{\lambda}$ de l'état adjoint :

$$\dot{e}(t) = \frac{1}{Q_m''(e(t))} [D'(C(t)) - (\rho + \delta)Q_m'(e(t))] \quad (8.56)$$

d'où

$$f_2(C, e, A, a) = \frac{D'(C) - (\rho + \delta)Q_m'(e)}{Q_m''(e)} \quad (8.57)$$

Cette équation nous permet d'examiner la topologie de la surface $\dot{e} = 0$ donnant les points de l'espace des phases sans croissance des émissions. Tout d'abord, $\dot{e}(t) = f_2(C(t), e(t))$ était en fait indépendant de A et a . Cela signifie que, dans le plan de coupe (C, e) , la surface $\dot{e} = 0$ est une courbe, indépendante de a , A , définie de manière implicite par l'équation suivante :

$$D'(C) - (\rho + \delta)Q_m'(e) = 0 \quad (8.58)$$

On peut différencier cette équation :

$$D''(C) = (\rho + \delta)Q_m''(e) \frac{de}{dC} \quad (8.59)$$

d'où, d'après les hypothèses de convexité sur les dommages et les coûts :

$$\left. \frac{de}{dC} \right|_{\dot{e}=0} < 0 \quad (8.60)$$

Au total, la courbe $(C, e)|_{\dot{e}=0}$ est donc décroissante dans le plan (C, e) .

8.2.4.3 $f_3 = \dot{a}$

La dynamique f_3 se déduit de l'équation (8.7) : $f_3(C, e, A, a) = a$, et non n'en savons pas plus sur la séquestration avant de résoudre f_4 .

8.2.4.4 $f_4 = \dot{A} = a$

L'obtention directe de la dynamique optimale du contrôle $a = f_4$ est plus délicate. D'après l'équation (8.22), ou bien (i) nous pouvons écrire $\mu(t) = \kappa\lambda(t)$, ou bien (ii) on se situe aux bords de l'espace des contrôles admissibles.

Cas (i) Supposons qu'on se situe sur une solution intérieure, ie : $a(t) \notin \{\underline{a}, \bar{a}\}$. Alors :

$$\dot{\mu}(t) = \kappa\dot{\lambda}(t) = \kappa[(\rho + \delta)\lambda(t) + D'(C(t))] \quad (8.61)$$

d'où :

$$Q'_s(A(t)) = \kappa [\delta \lambda(t) + D'(C(t))] \quad (8.62)$$

puis, en dérivant coup sur coup :

$$\begin{aligned} aQ''_s(A) &= \kappa [\delta \dot{\lambda} + \dot{C}D''(C)] \\ \dot{a}Q''_s(A) + a^2Q'''_s(A) &= \kappa [\delta[(\rho + \delta)\lambda + D'(C)] + \dot{C}^2D'''(C) + \ddot{C}D''(C)] \end{aligned}$$

Or $\ddot{C} = \dot{e}(t) - \kappa \dot{a}(t) - \delta \dot{C}(t)$, d'où :

$$\begin{aligned} \dot{a}Q''_s(A) + a^2Q'''_s(A) &= \kappa [\delta[(\rho + \delta)\lambda + D'(C)] \\ &\quad + \dot{C}^2D'''(C) + (\dot{e}(t) - \kappa \dot{a}(t) - \delta \dot{C}(t))D''(C)] \end{aligned} \quad (8.63)$$

$$\begin{aligned} \dot{a}[Q''_s(A) + \kappa^2 D''(C)] &= -a^2Q'''_s(A) + \kappa [\delta[(\rho + \delta)\lambda + D'(C)] \\ &\quad + \dot{C}^2D'''(C) + (\dot{e}(t) - \delta \dot{C}(t))D''(C)] \end{aligned} \quad (8.64)$$

Comme $\dot{C} = f_1$ et $\dot{e} = f_2$, on a bien

$$\dot{a} = f_4(C(t), e(t), A(t), a(t)) \quad (8.65)$$

avec

$$\begin{aligned} f_4(C, e, A, a) &= [Q''_s(A)/\kappa + \kappa D''(C)]^{-1} \\ &\quad \times [(\rho + \delta)\lambda + \delta D'(C) - Q'''_s(A) a^2/\kappa \\ &\quad + f_1^2 D'''(C) + (f_2 - \delta f_1)D''(C)] \end{aligned} \quad (8.66)$$

L'équation $f_4(C, e, A, a) = 0$ donne le partage $\dot{a} = 0$ de l'espace des phases. Malheureusement, l'expression est trop complexe pour être directement utilisable analytiquement. Nous nous en tiendrons au comportement asymptotique et initial de a , et laissons à l'expérimentation numérique l'étude approfondie des variations intermédiaires de a .

Cas (ii) Supposons $a(t) = \bar{a}$. Nous verrons plus loin que cette configuration se produit au moins pendant un intervalle de temps non vide suivant l'instant initial $t = 0$. Alors, de façon triviale, $\dot{a}(t) = 0$ et $f_4 = 0$. Ceci reste vrai tant que $\mu(t) \neq \kappa \lambda(t)$.

8.3 Le cas de l'action uniquement fossile

8.3.1 Trajectoires fossiles dans l'espace des phases

L'examen analytique complet du système dynamique est relativement complexe. Sans chercher à résoudre explicitement le système, tâchons plutôt

de déduire analytiquement certaines propriétés des trajectoires optimales de transition vers l'état stationnaire. Nous allons commencer par considérer le cas fossile seul, défini par $a(t) = 0$ pour tout t .

Dans ce cas là, l'espace des phases est tout simplement limité au plan (C, e) , dont nous avons vu qu'il était partagé en deux par la courbe $\dot{e} = 0$. Nous pouvons résoudre le système dynamique (8.53) pour $a(t) = 0$, ce qui le réduit à deux dimensions :

$$\dot{C}(t) = g_1(C, e) = e - \delta C \quad (8.67)$$

$$\dot{e}(t) = g_2(C, e) = \frac{D'(C) - (\rho + \delta)Q'_m(e)}{Q''_m(e)} \quad (8.68)$$

L'équation pour $\dot{e}(t)$ est la même que dans le cas complet. Toutefois cela ne veut pas dire que la trajectoire $e(t)$ est identique, en raison du rôle de la séquestration sur les concentrations $C(t)$. Les conclusions précédentes sur la forme des trajectoires d'émissions restent valables, et l'espace des phases se réduit au plan (C, e) . La Figure 8.1 schématise les trajectoires du système dynamique.

Les points d'équilibre stationnaire sont solution de :

$$D'\left(\frac{e^*}{\delta}\right) - (\rho + \delta)Q'_m(e^*) = 0 \quad (8.69)$$

$$C^* = \frac{e^*}{\delta} \quad (8.70)$$

Le comportement asymptotique du système près du point d'équilibre peut être inféré en étudiant, au voisinage de ce point, la matrice du système dynamique linéarisé tangent¹² :

$$\begin{bmatrix} \frac{\partial g_1}{\partial C} & \frac{\partial g_1}{\partial e} \\ \frac{\partial g_2}{\partial C} & \frac{\partial g_2}{\partial e} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} -\delta & 1 \\ \frac{D''(C^*)}{Q''_m(e^*)} & -(\rho + \delta) \left(1 + g_2(C^*, e^*) \frac{Q'''_m(e^*)}{Q''_m(e^*)^2} \right) \end{bmatrix} \quad (8.71)$$

On peut montrer que les valeurs propres de A sont réelles et de signe opposé au point (C^*, e^*) , le point d'équilibre est donc un *point selle*. Il n'y a qu'une seule trajectoire menant à ce point selle. L'équation (8.55) révèle que le signe de $\dot{\lambda}$ est opposé à celui de $\dot{e}$. En particulier, sur une trajectoire asymptotique, en fonction du temps, les dommages incrémentaux sont soit décroissants, soit croissants, selon que les émissions sont croissantes ou décroissantes. En particulier, la trajectoire optimale représentée Fig. 8.2 dans le cas où le stock

¹²Le théorème de Grobman et Hartman assure qu'un système dynamique non linéaire est topologiquement équivalent à son linéarisé tangent au voisinage d'un point d'équilibre hyperbolique [d'Andréa Novel et de Lara, 2000]. Un point d'équilibre d'un système dynamique est dit hyperbolique si l'application linéaire tangente en ce point n'a pas de valeur propre à partie réelle nulle.

paramètre	valeur
$\underline{a} = \bar{a}$	0 Mha/an
$1/\delta$	80 ans
C_{init}	785 ppmv
C_{preind}	570 ppmv
ρ	3% an ⁻¹
$D(C)$	$5 \times 10^{-6}(C - C_{preind})^2$ $1, 17 \times 10^{-7}(C - C_{preind})^2$ $4, 7 \times 10^{-8}(C - C_{preind})^2$
$Q_m(e)$	$-10^{-2}\log(e)$

TAB. 8.2: Paramètres choisis pour l'expérience numérique illustrative (cas fossile seul). Les unités de coût sont arbitraires. Les fonctions de dommages ont été calées de manière à ce que l'état stationnaire du problème soit fixé respectivement à 330, 450 et 550 ppm.

atmosphérique initial $C(0)$ est élevé, est telle que $\dot{e}(t) < 0$, et présente donc les dommages incrémentaux futurs *décroissants*. D'où le résultat suivant :

Résultat 9 (Convergences optimales monotones dans le cas fossile seul) *L'espace des phases est partagé en deux parties connexes $\mathcal{E}^+ = \{(C, e, A, a) \mid \dot{e} \geq 0\}$ et $\mathcal{E}^- = \{(C, e, A, a) \mid \dot{e} \leq 0\}$. La frontière $\mathcal{E}^+ \cap \mathcal{E}^-$ ne dépend pas des variables a, A . La convergence optimale monotone vers un état stationnaire asymptotique tel que $\dot{e} = 0$ se fait uniquement soit dans $\mathcal{E}^-$, soit dans $\mathcal{E}^+$. Si la concentration initiale est supérieure à la concentration optimale d'équilibre, alors la convergence se fait dans $\mathcal{E}^+$, sur un chemin d'émissions croissantes et de dommages futurs actualisés décroissants. Sinon, la convergence se fait dans $\mathcal{E}^-$, sur un chemin d'émissions décroissantes, avec des dommages actualisés futurs croissants.*

On en déduit, Fig. 8.1, la forme théorique globale des trajectoires optimales sans option de séquestration. Afin de confirmer cette interprétation théorique, nous avons reproduit numériquement le modèle pour trois acceptations des dommages (faibles, moyens, élevés), menant à des stabilisations à 330, 450 et 550 ppm respectivement. Les résultats numériques sont montrés Fig. 8.2, et le paramétrage utilisé est donné Tab. 8.2.

On peut remarquer que la courbe $\dot{e} = 0$ est prescrite *a priori*, résultant de la vision des dommages d'une part, des coûts d'abattement de l'autre. La courbe $\dot{C} = 0$ résulte de son côté de la physique du cycle du carbone. Les deux courbes (ou locus) étant fixées, de même que le stock initial atmosphérique, cela ne laisse pas de choix pour la trajectoire optimale d'abattement, et en particulier pour l'abattement optimal initial à $t = 0$. Or, notamment dans le cas où le stock initial est plus élevé que le stock d'équilibre, l'abattement initialement requis peut-être très important : en pratique les émissions fossiles doivent dès le départ être inférieures à la capacité d'auto-épuration

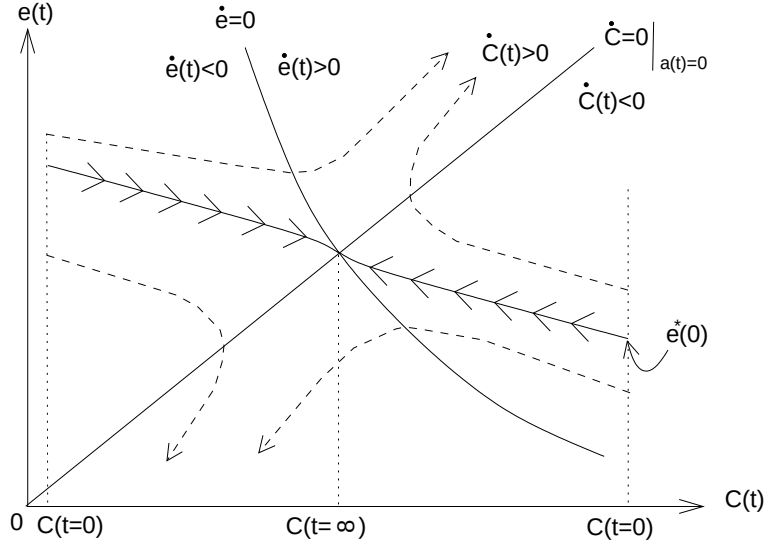


FIG. 8.1: Trajectoires optimales dans l'espace des phases (C, e) pour le problème "fossile seul", contraint par $a(t) = 0$. Dans un chemin convergeant asymptotiquement vers un point sur la courbe $\dot{e} = 0$, les émissions e sont soit croissantes, soit décroissantes, selon la condition initiale sur le stock atmosphérique. L'espace des phases est divisé en deux parties connexes, de part et d'autre de l'hyperplan $\dot{C}(t) = 0$, selon que l'état du système est au dessus (partie supérieure $\dot{C}(t) > 0$) ou au dessous (partie inférieure $\dot{C}(t) < 0$) de la capacité d'auto-épuration de l'atmosphère. Dans un chemin convergeant asymptotiquement vers un point sur la courbe $\dot{e} = 0$, les émissions e sont soit croissantes, soit décroissantes. Respectivement, les dommages incriminaux futurs sont soit décroissants, soit croissants. La courbe $\dot{e} = 0$ est indépendante de (A, a) , tout comme le point final, en vertu des propriétés de l'équilibre stationnaire.

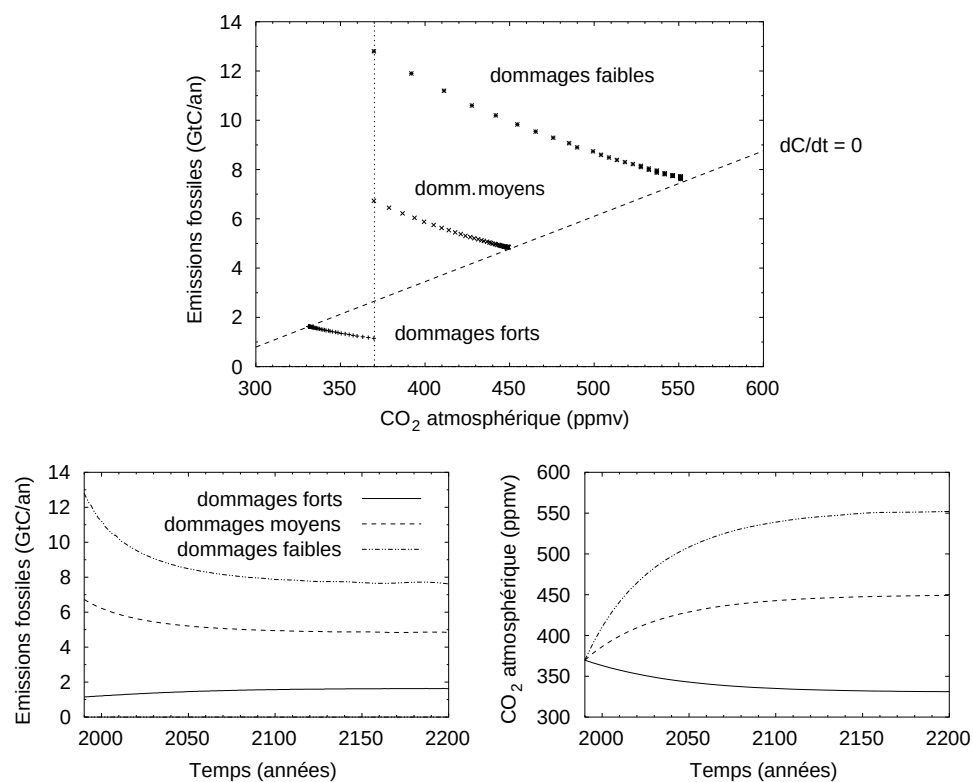


FIG. 8.2: Trajectoires optimales calculées pour le problème fossile seul, sans inertie, pour différentes hypothèses de dommages, la réponse atmosphérique et la fonction de coût d'abattement étant fixées.

de l'atmosphère, de manière à ce que les concentrations, décroissent dès le début. Ceci amène immédiatement deux remarques :

- tout d'abord, un tel ajustement initial des trajectoires est impossible dans le monde réel, parce qu'en réalité les émissions initiales sont une contrainte du problème et que l'inertie économique fait peser un coût additionnel proportionnel au taux de variation des émissions fossiles. Nous incluons ces conditions plus réalistes au chapitre suivant.
- ensuite, étant donné un stock atmosphérique initial prescrit, il y a une relation univoque entre niveau d'effort optimal initial et équilibre final de long terme. Il y a donc interférence potentielle entre vision de l'objectif souhaitable à long terme et niveau actuel de l'effort.

Cette remarque peut paraître anodine, mais elle permet, comme nous allons maintenant le voir, de revisiter la controverse sur les trajectoires optimales de stabilisation.

8.3.2 Trajectoire optimales : croyances économiques, environnementales et limites de l'approche “balistique”

Face à ces premières conclusions, qui n'ont comme domaine de validité que le cadre très simple de l'exercice, tentons tout de même une relecture schématique des politiques climatiques, et notamment le débat autour du “choix” d'un objectif précis de stabilisation dans un cadre balistique (cf Chap. 1).

Une chose est sûre : nous ne savons encore pas grand chose sur ce qu'est un changement climatique “dangereux”, ni à quel niveau les concentrations atmosphériques doivent être stabilisées pour l'éviter. Nous ne savons pas non plus quel est le comportement de long terme (valeur de δ à long terme) du cycle du carbone. Par contre, nous avons une meilleure vision de notre faculté de court-terme à adopter de nouveaux comportements. D'ailleurs, un premier ordre de grandeur de nos possibilités à été donné *via* les cibles de Kyoto. Ce que Kyoto nous a montré, en tant que confrontation pratique du “possible” économique et du “souhaitable” environnemental, c'est que les inerties économiques sont, de fait, très fortes, et nous empêchent d'effectuer des efforts importants dès aujourd'hui : l'effort optimal de court terme est irrémédiablement modéré, ceci a une justification économique. Or, dans des modèles inter-temporel de type “balistique” comme celui étudié dans ce chapitre, il n'y a qu'une décision optimale de court terme pour un objectif de stabilisation optimal à long terme : celui donné par la trajectoire de la Fig. 8.1.

Tout ceci tend à nous montrer deux choses. La première est que le cadre “balistique” n'est probablement pas le mieux approprié au traitement normatif des politiques climatiques. Un tel cadre lie de manière trop rigide le choix d'un effort de court terme et la vision des croyances environnemen-

tales de long terme (niveau atmosphérique désirable, réponse du cycle du carbone), certes incertaines et controversées actuellement, mais appelées à être révisées et mieux connues à l'avenir. Nous verrons comment corriger ce point central tenant lieu à l'approche balistique lors du prochain chapitre.

La seconde est que ce cadre balistique peut aussi être exploité stratégiquement pour faire dépendre l'effort de court terme de croyances controversées, et donc toujours défendables, portant sur le long terme. Aussi, il y a un risque d'ajuster les croyances de long terme concernant l'optimalité de tel ou tel niveau de CO_2 atmosphérique, sur l'issue désirée du débat concernant l'effort souhaitable à court terme, comme représenté Fig. 8.3 (double-page suivante, à gauche). Un tel argumentaire n'est pas seulement spécieux : comment expliquer le fait que l'IPCC ait choisi comme ensemble d'objectifs de stabilisation 350-450-550-650 ppm et non pas 280-320-360-400 ppm ? Ce deuxième ensemble d'objectif est probablement plus intéressant sur le plan environnemental, mais il implique des efforts de court et moyen termes économiquement peu envisageables.

Poussée à son extrémité, la logique du raisonnement balistique en univers controversé peut donc accommoder les incertitudes économiques et environnementales pour justifier que tel niveau d'effort initial est optimal et mènera au bon objectif de stabilisation. Un cas d'école est représenté Fig. 8.4 (double-page suivante, à droite), où apparaissent deux façons "optimales" de passer d'une concentration de 370 ppm à un objectif de 550 ppm : l'une (trajectoire 2) résulte de la somme d'une vision "optimiste" du cycle du carbone et d'une conception "pessimiste" des coûts d'abattement, l'autre (trajectoire 1) résulte d'une vision "pessimiste" du cycle du carbone, mais d'une vision "optimiste" des coûts d'abattement.

8.4 Séquestration optimale dans un cadre balistique certain

Revenons maintenant au problème complet permettant l'usage de la séquestration. Le point d'équilibre asymptotique est le même que pour le système fossile seul, mais les trajectoires sont plus complexes. Cependant, nous avons une chance : dans le plan (C, e) , le projeté du locus $\dot{e} = 0$ est invariant en (a, A) , et est donc conservé par rapport au problème fossile seul. Il est donc particulièrement intéressant de continuer à étudier les trajectoires du système en projection dans ce plan. Nous savons déjà qu'une certaine quantité de séquestration sera utilisée, mais qu'à l'équilibre, si le volume de terres sanctuarisées est non nul, plus aucune séquestration additionnelle n'a lieu. L'analyse du système dynamique nous permet de caractériser une telle utilisation transitoire de l'option de séquestration.

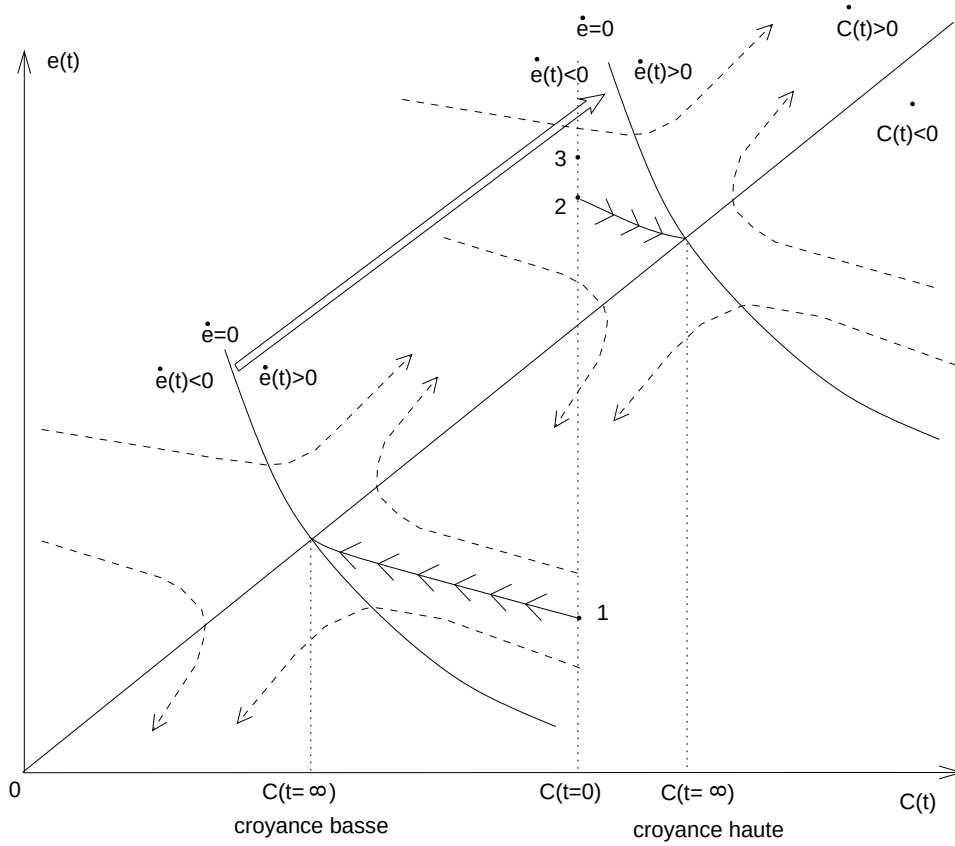


FIG. 8.3: Rôle des croyances sur les coûts et dommages sur les trajectoires de l'espace des phases (C, e) pour le problème "fossile seul". A réponse atmosphérique prescrite (locus $\dot{C} = 0$ invariant), il existe un paramétrage des fonctions de coût et de dommages (croyances basses ou hautes selon la position de la courbe $\dot{e} = 0$) permettant de dire que l'on se trouve "proche" d'une trajectoire optimale. La trajectoire optimale 1 (resp. 2) correspond à une vision pessimiste (resp. optimiste) des dommages. La vision des dommages peut être ajustée de façon à "choisir" une valeur des émissions optimales à $t = 0$ qui soit proche du cas réel (3). Par ailleurs, selon que ces croyances sur les coûts et/ou les dommages se résument en un objectif atmosphérique stationnaire plus élevé (resp. moins élevé) que la concentration atmosphérique initiale, la trajectoire d'émission optimale est soit décroissante, soit croissante dans le temps – hors ajustement initial, dont les coûts ne sont pas pris en compte ici.

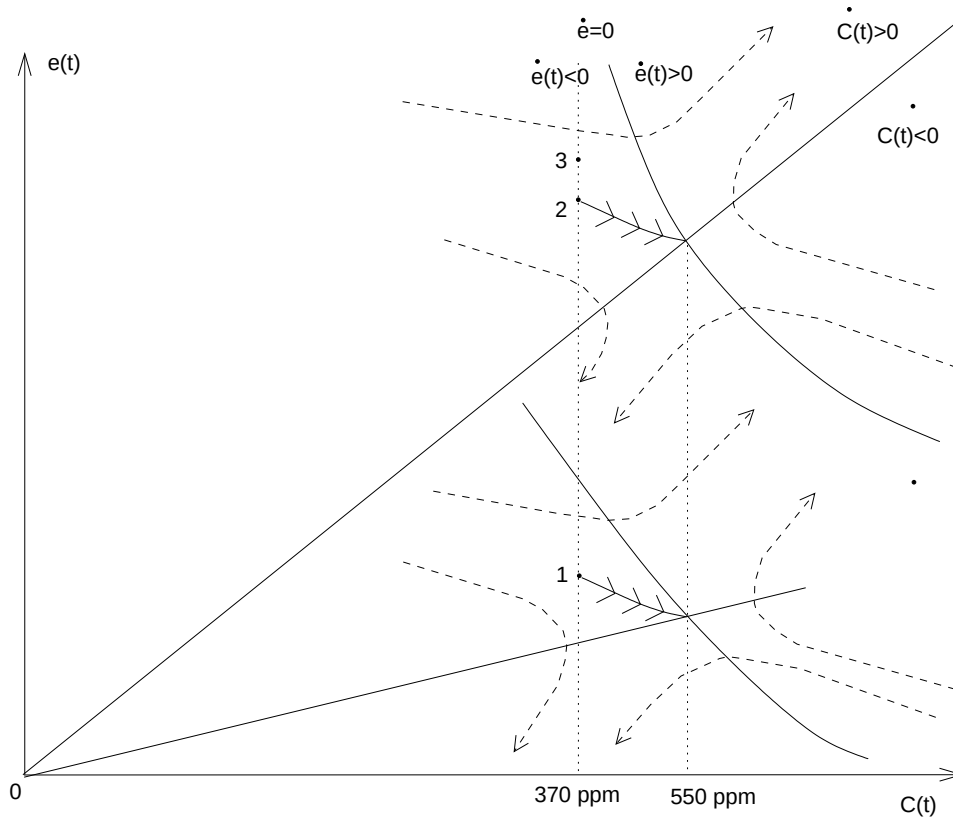


FIG. 8.4: Conceptions sous-jacentes de l'optimalité d'une cible atmosphérique de 550 ppm. Etant donné une concentration actuelle de 370 ppm, une cible à 550 ppm est optimale, si elle correspond à la combinaison de "croyances" sur les coûts et les dommages d'une part, sur la réponse atmosphérique d'autre part. Deux combinaisons sont en réalité possibles. La trajectoire 1 combine une vision pessimiste des dommages qui tendrait à adopter une cible basse, mais corrigée d'une vision pessimiste de la dynamique atmosphérique qui tend à augmenter le niveau de la cible optimale. La trajectoire 2, au contraire, repose sur une vision optimiste du cycle du carbone, soit la possibilité d'attendre une cible basse, mais corrigée par une vision optimiste des dommages, qui tend à "remonter" le niveau de la cible optimale. Les deux trajectoires "balistiques" représentées aboutissent ici à la même concentration stationnaire optimale de 550 ppm.

8.4.1 Début de trajectoire

Soit la trajectoire atmosphérique optimale $C(s)$, $s \in [0, +\infty[$: cette trajectoire, à l'instant initial, présente un dommage incrémental, par rapport à une émission infinitésimale à l'instant $t = 0$, égal à $-\lambda(0) > 0$ (voir ci-dessus). Soit une trajectoire particulière, non nécessairement optimale, telle que $A(t) = 0$, $\forall t \in [0, +\infty[$ (comme par exemple celle du système fossile seul). Alors, en vertu de (8.42), le coût incrémental $-\mu(0)$ d'une sanctuarisation infinitésimale à l'instant $t = 0$, est nul. Le coût incrémental de séquestration est donc, à l'origine, toujours inférieur au dommage climatique incrémental. Les conversions de terre à l'origine se font donc à la vitesse maximale $a(t) = \bar{a}$. Ceci reste vrai pendant une période de temps non nulle, tant que sur la trajectoire, $-\mu(t) < -\kappa\lambda(t)$, *i.e.* tant que le coût incrémental de la sanctuarisation à t reste inférieur aux dommages atmosphériques incrémentsaux. D'où le résultat suivant :

Résultat 10 (Optimalité d'une séquestration initiale maximale)

La trajectoire optimale commence par l'utilisation de la séquestration à la vitesse maximale autorisée $a(0) = \bar{a}$. Ce rythme maximal est optimal tant que $\mu(t) < \kappa\lambda(t)$, ie tant que le coût incrémental de la sanctuarisation reste inférieur aux dommages atmosphériques incrémentsaux.

Ce résultat s'explique de manière intuitive par les *différences initiales de stocks* entre l'atmosphère et les terres immobilisées : $C(0)$ est élevé alors que $A(0)$ est faible, ce qui crée un déséquilibre initial entre coûts et dommages incrémentsaux pour les activités de séquestration.

8.4.2 Trajectoires asymptotiques

Nous venons de voir que, dans le cadre théorique présenté ici, le début des trajectoires de séquestration se fait "à plein régime" $a(t) = \bar{a}$. Toutefois, nous avons vu qu'à l'équilibre asymptotique, plus aucune conversion de terre n'a lieu. Il est donc intéressant de savoir :

- si le chemin optimal passe par la reconversion vers leur état initial de tout ou partie des terres immobilisées lors du démarrage des politiques : *i.e.* $\exists s > 0 \mid a(s) < 0$?
- ou si toutes les conversions de terres effectuées sont en fait des "sanctuarisations" : *i.e.* $\forall s > 0 \mid a(s) \geq 0$?

Les terres immobilisables étant bornées, à partir d'un certain T , le rythme de séquestration est "intérieur", c'est à dire tel que $a(t) \notin \{\underline{a}, \bar{a}\}$ ¹³. Séparons l'étude asymptotique suivant les deux cas suivants : ou bien les dommages incrémentsaux sont décroissants (en valeur présente), ou bien ils sont crois-

¹³Ceci est garanti par le fait que la quantité de terres immobilisable admet une borne inférieure et une borne supérieure.

sants.

Supposons que les dommages incrémentaux $-\lambda(t) > 0$ soient décroissants, tendant vers 0, à partir d'un certain s . Ceci implique que les coûts incrémentaux de sanctuarisation $-\mu(t) = -\kappa\lambda(t) > 0$ soient aussi décroissants, *i.e.*

$$t \mapsto -\mu(t) = \int_t^\infty e^{-\rho(s-t)} Q'_s(A(s)) ds \quad (8.72)$$

est décroissant. Or ceci n'est possible que si les coûts *instantanés* d'immobilisation $Q'_s(A(t))$ sont décroissants dans le temps¹⁴, d'où $A(t)$ décroissante, et donc $a(t) < 0$.

Supposons à l'inverse que les dommages incrémentaux, en valeur présente, croissent asymptotiquement. Ceci est le cas typiquement si le CO₂ atmosphérique se stabilise en augmentant comme dans la plupart des scénarios IPCC. Alors, le coût incrémental de séquestration croît à la limite $t \mapsto +\infty$, et les surfaces immobilisées sont croissantes (dans la limite des terres disponibles ou du coût incrémental des dommages). D'où :

Résultat 11 (Trajectoires de séquestration asymptotique) *A l'approche de l'équilibre asymptotique, si les dommages incrémentaux sont décroissants en valeur présente (typiquement si le taux de CO₂ atmosphérique diminue à l'approche de l'équilibre asymptotique), le coût incrémental de sanctuarisation est décroissant, et avec eux la quantité de surfaces immobilisées. Dans ce cas, l'activité de séquestration $a(t)$ tend vers 0 par valeurs inférieures : $\lim_{t \rightarrow +\infty} a(t) = 0^-$, indiquant une activité asymptotique de dés-séquestration. A l'inverse, si les dommages incrémentaux sont croissants à l'approche de l'équilibre asymptotique, alors le coût incrémental de séquestration est croissant, et l'activité de séquestration $a(t)$ tend vers 0 par valeurs supérieures : $\lim_{t \rightarrow +\infty} a(t) = 0^+$, indiquant l'absence de relarguage (séquestration permanente).*

Ce résultat est une illustration du lien, montré chapitre 7, entre la valeur marginale de la séquestration *temporaire* et l'évolution des dommages incrémentaux. Le cadre coût bénéfice introduit la condition d'égalité des coûts incrémentaux de sanctuarisation et des dommages climatiques incrémentaux. Cette condition fait que la quantité de terres immobilisée doit "suivre"

¹⁴ Q'_s et Q''_s étant continues et les intégrales convergeant, d'après la formule de Leibniz :

$$-\frac{d\mu(t)}{dt} = -Q'_s(A(t)) + \rho \int_t^\infty e^{-\rho(s-t)} Q'_s(A(s)) ds < 0 \quad (8.73)$$

et

$$\rho \int_t^\infty e^{-\rho(s-t)} Q'_s(A(s)) ds < Q'_s(A(t)) \quad (8.74)$$

D'où, à l'approche de l'optimum, par convexité de Q_s , $Q'_s(A(t))$ est décroissante.

paramètre	valeur
$\underline{a}$	-10 Mha/an
$\overline{a}$	10 Mha/an
A_{max}	1000 Mha
κ	0,168 GtC/Mha
$1/\delta$	80 ans
C_{init}	785 ppmv
C_{preind}	570 ppmv
ρ	3% an ⁻¹
$D(C)$	$1,17 \times 10^{-7}(C - C_{preind})^2$ $5 \times 10^{-6}(C - C_{preind})^2$
$Q_m(e)$	$-10^{-2}\log(e)$
$Q_s(A)$	$8 \times 10^{-8}A^2$ 0

TAB. 8.3: Paramètres choisis pour l'expérience numérique illustrative (cas avec séquestration). Les unités de coût sont arbitraires. Les fonctions de dommages ont été calées de manière à ce que l'état stationnaire du problème soit fixé respectivement à 330, 450 ppm.

le dommage climatique asymptotique. En particulier, un certain degré de séquestration temporaire (décroissance de la quantité de terres immobilisées) n'apparaît que si les dommages incrémentaux viennent à être un jour décroissants. Si les dommages incrémentaux, en valeur présente, sont toujours croissants, alors il n'y a pas de place pour de la séquestration temporaire (croissance de la quantité de terres immobilisées).

8.4.3 Expérience numérique : trajectoires dans le plan de phase (C, e)

Au final, les trajectoires “transitoires” (fossile + séquestration) se résument comme suit : séquestrer puis, éventuellement, relarguer. Voyons numériquement comment l'introduction de la séquestration modifie la forme des trajectoires initiales optimale obtenues *sans séquestration*. Le paramétrage retenu, purement illustratif, est donné Tab. 8.3, et les résultats, pour un coût des terres nul, sont montrés Fig. 8.5. Une telle hypothèse est nécessaire pour que l'utilisation de la séquestration soit bien visible, mais seul un coût des terres non nul permet de faire apparaître la queue de dé-séquestration, même si celle-ci est relativement limitée comme le montre la Fig. 8.6. Au total, donc, une grande partie de la séquestration s'entend comme permanente.

Que peut-on voir sur les Figs. 8.5 et 8.6 ? Tout d'abord, que l'utilisation de la séquestration permet de se placer sur une trajectoire d'émissions fossile plus élevée. Cependant, et c'est le point important, cette utilisation en

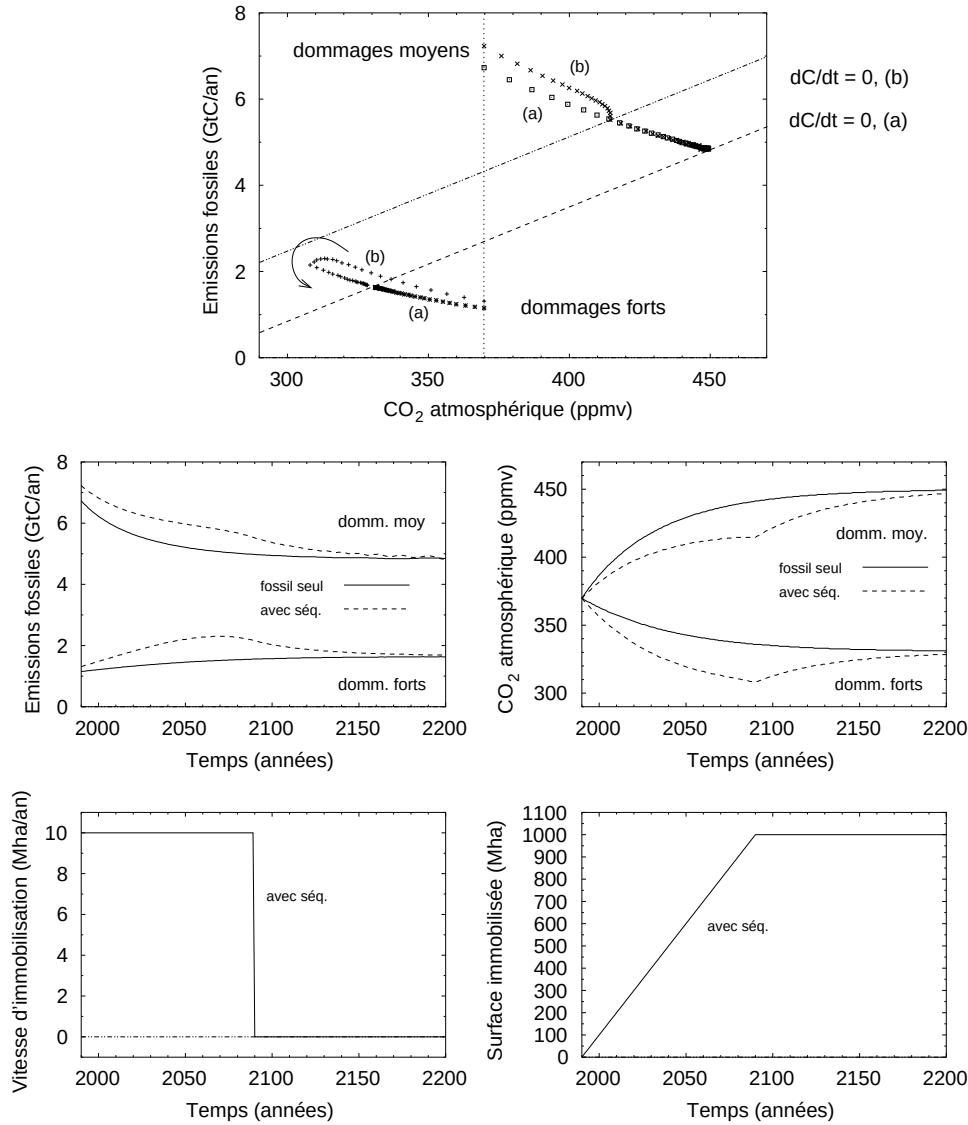


FIG. 8.5: Trajectoires optimales calculées pour le problème fossile seul (a) et avec séquestration (b), sans inertie, pour différentes hypothèses de dommages, et à coût des terres nul. La réponse atmosphérique et la fonction de coût d'abattement fossile sont fixées. Un coût des terres nul a été choisi pour des raisons illustratives, afin de bien faire ressortir les différences de trajectoires "fossile seul" versus "avec séquestration". Avec les paramètres choisis (Tab. 8.3), une vitesse d'immobilisation de 10Mha/an permet de stocker 1,68 GtC/an.

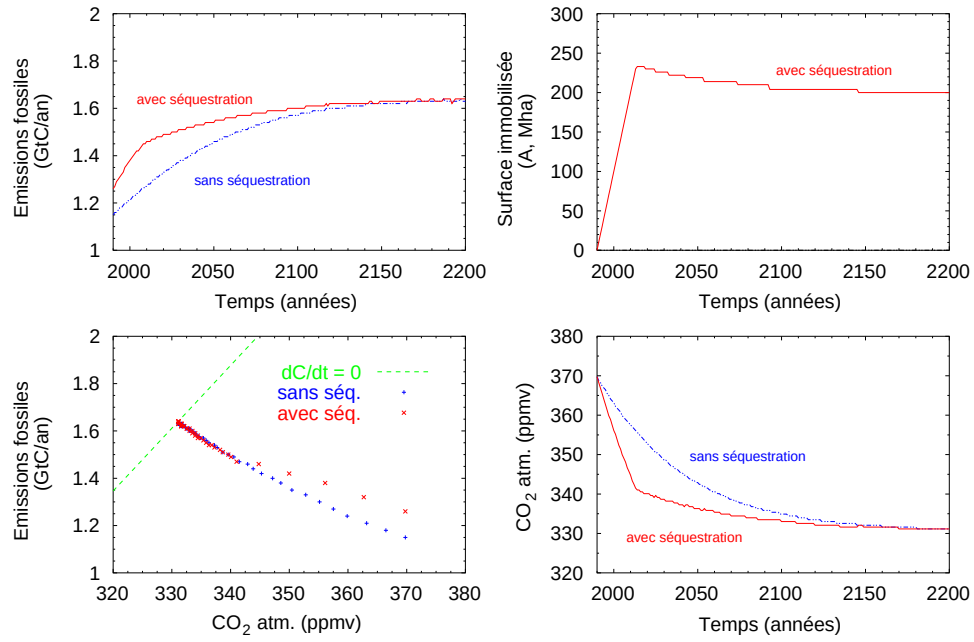


FIG. 8.6: Trajectoires optimales calculées pour le problème fossile seul (a) et avec séquestration (b), sans inertie, et à coût des terres non nul, et pour l'hypothèse haute de dommages. La réponse atmosphérique et la fonction de coût d'abattement fossile sont fixées. Avec les paramètres choisis (Tab. 8.3), une vitesse d'immobilisation de 10Mha/an permet de stocker 1,68 GtC/an.

substitution de l'effort fossile n'est que partielle : en effet, la séquestration s'accompagne aussi d'une trajectoire atmosphérique plus basse que dans le cas fossile seul. Une utilisation de la séquestration "conservant" la trajectoire de CO_2 aurait permis un supplément d'émissions fossiles. Ce résultat va à l'inverse de ce qui s'est passé à Kyoto, où la séquestration a été introduite comme un moyen d'action supplémentaire se substituant "tant que faire se peut" à l'objectif fossile, les quotas ayant été votés avant les puits (Chap. 2) Ici, nous voyons que l'introduction de la séquestration doit s'accompagner d'une révision du budget carbone net, inférieur au cas "fossile seul".

Conclusion

Le lecteur pourra se demander pourquoi nous l'avons ainsi convié à nous suivre jusqu'au terme d'un exercice analytique pouvant paraître plus schématique que réaliste, et qui a surtout mis à jour les limites de l'approche balistique dans un univers controversé.

En fait, nous avons mis en évidence des mécanismes selon lesquels l'utilisation de la séquestration, dans les cas présentés ici, est "sans grande surprise". Ces mécanismes découlent des hypothèses relativement simples du problème posé (convexité de la fonction de dommages en fonction du CO_2 , convexité de la fonction de coût d'abattement, absence de coûts d'ajustement), qui font que les dommages incrémentaux évoluent de façon monotone et donc des trajectoires de séquestration que l'on peut, sans grande surprise, anticiper. En particulier, les trajectoires optimales ne présentent pas ici de "pics de coûts d'abattement" ou de "pic de coût des dommages" qui pourraient être "écrêtés" par l'utilisation de la séquestration. Nous verrons (Chap. 9) que ces conclusions seront amenées à être modifiées lorsqu'on abandonne les hypothèses relativement simples du problème posé ici.

Malgré sa simplicité, et avant de passer à l'étude d'un modèle comportant une part d'inertie économique et d'incertitude mieux à même de révéler les atouts de la séquestration, on est en droit de retenir cinq points de cette analyse préliminaire.

1. Le premier est d'ordre technique : l'introduction de la séquestration au côté des politiques fossiles complique grandement l'obtention de résultats analytiques, même lorsque le modèle choisi est des plus sommaires.
2. Le second point relève du fait que la séquestration ne modifie pas l'objectif climatique asymptotique, et confirme ainsi qu'elle n'est qu'une option transitoire : même si au final un volume non nul est effectivement séquestré, asymptotiquement les émissions fossiles et les concentrations sont identiques dans le cas fossile ou dans le cas avec stockage.
3. Troisièmement, en absence de coûts d'ajustement, la séquestration in-

tervient de façon à ce que le coût incrémental de séquestration égalise le dommage incrémental climatique, cette relation définissant (i) le volume asymptotique séquestré *in fine* lorsque les concentrations sont stabilisées, et (ii) l'existence, ou non, d'un relargage asymptotique d'une partie des tonnes séquestrées. En particulier, les seules trajectoires faisant intervenir de la séquestration temporaire sont les trajectoires stabilisant le CO₂ en décroissant, de sorte que les dommages incrémentaux soient décroissants. Ce résultat est le prolongement des conclusions du Chap. 7 au cadre coût bénéfice. Pour toutes les autres trajectoires, et notamment pour celles stabilisant le CO₂ en croissant, la séquestration, en cas certain et sans inertie, est toujours permanente.

4. Quatrièmement, même quand elles contiennent une partie de séquestration temporaire (convergence vers une cible basse de concentration), les trajectoires de séquestration optimales sont principalement constituées de séquestration permanente. Les terres immobilisées sont donc en majorité "sanctuarisées". Le chapitre suivant nous apprendra que ce résultat peut être modifié quand on abandonne les hypothèses liées au caractère certain, parfaitement anticipé des trajectoires considérées ici, et à l'absence de coûts fossiles d'ajustement. Pour l'instant, retenons que dans un monde certain et sans coûts d'ajustement, il n'y a que peu de place pour la séquestration temporaire.
5. Enfin, la séquestration est introduite en substitution à un effort fossile (dans le sens où les trajectoires d'émissions fossiles sont plus élevées avec séquestration que sans), mais cette substitution est uniquement partielle (dans le sens où la trajectoire atmosphérique est tout de même plus basse dans le cas avec séquestration que sans).

Evidemment, ces premières conclusions n'ont comme domaine de validité que le cadre très simple de l'exercice, et des précautions appropriées doivent être prises pour les accepter en termes normatifs. Mais l'intérêt de l'analyse était aussi didactique : nous avons vu comment la séquestration de carbone pouvait s'insérer de façon schématique, dans le cas particulier où l'inertie socio-économique est absente. Or cette dernière, et les coûts qu'elle implique sur les efforts de court terme, sont souvent invoqués comme justification de l'utilisation de la séquestration en substitution à un effort fossile immédiat, même si l'option ne devait être que temporaire. Nous y verrons plus clair au prochain chapitre sur le rôle exact de l'inertie socio-économique dans les trajectoires de séquestration.

De plus, tout ce que nous avons vu ici supposait des dommages certains et connus. Or les dommages du changement climatique sont en fait incertains à l'heure actuelle, et probablement pour quelques décennies encore. Ceci fait que les bénéfices climatiques des politiques d'abatement fossile, et en particulier ceux associés au remplacement anticipé du capital productif par du capital "propre", sont incertains. Si le changement climatique s'avé-

rait moins grave qu'anticipé, nous pourrions avoir remplacé trop de capital de façon inutile. De ce fait, la précaution que constitue le remplacement prématuré de capital pour prévenir un risque futur, est économiquement peu flexible et peut entraîner un coût "de regret" si, en méconnaissance de cause, nous l'avons fait "pour rien". Parce qu'elle est réversible, la séquestration, relativement peu intéressante dans les conditions de ce chapitre (information parfaite et inexistence de coûts d'ajustements économiques), pourrait présenter un avantage en situation d'incertitude, parce qu'elle apporterait une certaine flexibilité à la décision.

Cette question importante de l'utilisation du stockage en situation de "précaution", en présence d'incertitude climatiques et d'inerties économiques, fait l'objet du prochain chapitre. Nous serons alors arrivé au terme de notre voyage, avec l'espoir qu'il nous aura permis de mieux comprendre le jeu contrasté des différentes hypothèses économiques dictant le "bon-usage" de la séquestration dans les politiques climatiques.

Références

- Adams, R. M., D. M. Adams, J. M. Callaway, C.-C. Chang, et B. A. McCarl, Sequestering carbon on agricultural land : social cost and impacts on timber markets, *Contemporary Policy Issues*, 11, 76–87, 1993.
- Bolin, B., et H. Rodhe, A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs, *Tellus*, 25, 1973.
- d'Andréa Novel, B., et M. C. de Lara, Cours d'automatique – commande linéaire des systèmes dynamiques, *Les presses de l'Ecole des Mines de Paris*, 2000.
- Enting, I. G., T. M. Wigley, et M. Heimann, Future emissions and concentrations of carbon dioxide : key ocean/atmosphere/land analyses, *Document de travail*, CSIRO, Div. Atmos. Res. Tech. Pap. 31, 1994.
- Guesnerie, R., Le formalisme de la théorie économique l'éloigne t'elle des sciences sociales ?, *Lettre du DELTA*, 1998.
- Nordhaus, W. D., *Managing the global commons : the economics of climate change*, The MIT Press, Cambridge, Mass., 1994.

Chapitre 9

Trajectoires optimales de séquestration en présence d'incertitudes climatiques et d'inertie économique

“In spite of various dire warnings, it seems inevitable that we shall continue for many decades to burn fossil fuels and increase the level of atmospheric CO_2 , without knowing with any degree of certainty the consequences of our actions. The time is now ripe to ask a different question. Suppose that with the rising level of CO_2 we run into an acute ecological disaster. Would it then be possible for us to halt or reverse the rise in CO_2 within a few years by means less drastic than the shutdown of industrial civilization?”

[Dyson, 1977]

Sommaire

Introduction	328
9.1 Inertie économique et séquestration dans un cadre balistique illustratif	330
9.1.1 Rôle de l'inertie économique dans le cas de l'action fossile seule	331
9.1.2 Trajectoires de séquestration en présences d'inerties à l'abatement fossile	331
9.2 Séquestration optimale en présence d'incertitudes climatiques et d'inerties économiques	334
9.2.1 Inertie, incertitude et situation d'apprentissage: les termes du débat	334
9.2.2 DIAM-séquestration, un modèle pour explorer la séquestration optimale en décision séquentielle sous incertitude	337
9.3 Précaution et soupape de sécurité: deux usages de la séquestration dans les politiques climatiques	342
9.3.1 Le cas sans stockage	342
9.3.2 Le cas d'un stockage gratuit mais limité	344
9.3.3 Séquestration optimale avec coût d'opportunité annuel des terres immobilisées	346
Conclusion	350
Références	352

Introduction

Nous avons posé (Chap. 7) la question du statut de la séquestration temporaire de carbone, et de son optimalité dans les politiques climatiques, dans la mesure où elle crée un jeu de compensations entre bénéfices à court terme (dus à une trajectoire atmosphérique plus basse et/ou des émissions fossiles admises plus importantes), et dommages additionnels sur le long terme (à cause du supplément de carbone dans l'atmosphère après relarguage, et de la contrainte additionnelle qui pèse alors sur le fossile à long terme). Nous avons vu que des dépenses sont nécessaires pour maintenir le stock séquestré et éviter qu'il ne retourne à l'atmosphère. Cette condition de permanence, nécessaire pour que la séquestration soit un équivalent de l'abatement fossile, la rend toutefois nettement moins intéressante, puisque des coûts subsistent quand aucun bénéfice atmosphérique n'est plus obtenu. Aussi, dans un problème coût-bénéfice énoncé de façon canonique¹ (Chap. 8), l'intérêt de la séquestration temporaire est limité, et le stockage apparaît surtout dans son acceptation "permanente", ce qui en fait un équivalent parfait de

¹Convexité des fonctions de coût et de dommages, absence de coûts fossiles d'ajustement pouvant créer de fortes non monotonies temporelles des coûts.

l'abattement fossile, utilisé alors comme lui dans la limite de son efficacité économique (règles d'égalité des coûts et dommages incrémentaux).

Historiquement, et nous l'avons vu au chapitre 2, la rhétorique autour de la séquestration temporaire comme stratégie de mitigation a consisté à défendre l'argument qu'elle permettait “*d'acheter du temps pour un changement technique dans le secteur énergétique*” [Lecocq et Chomitz, 2001]. En pratique, ceci suggère qu'il faut démarrer de suite des projets de séquestration, pour les faire suivre progressivement d'abattement fossile permanent, lorsque celui-ci sera moins coûteux².

Le raisonnement derrière cet argument est le suivant. Considérons une trajectoire d'abattement fossile uniquement, optimale au sens d'un certain critère coût-bénéfice inter-temporel. Cette trajectoire à un coût total noté $\mathcal{C}_1$. Considérons par ailleurs une trajectoire identique du point de vue des émissions nettes, mais où l'abattement d'une quantité $d\sigma$ de carbone à la date t_1 est remplacé par un projet de séquestration temporaire de même volume $d\sigma$, d'une durée τ , suivi, à $t_1 + \tau$, d'un abattement fossile $d\sigma$. Les dommages climatiques des deux trajectoires sont identiques. Le coût (mitigation plus dommages) de la seconde trajectoire ne diffère qu'à cause des efforts de mitigation :

$$\mathcal{C}_2 = \mathcal{C}_1 + Q_{seq}(d\sigma, t_1, \tau) - d\sigma \frac{\partial Q_{fos}}{\partial e}(e(t_1), t_1) + d\sigma \frac{\partial Q_{fos}}{\partial e}(e(t_1 + \tau), t_1 + \tau) \quad (9.1)$$

où $Q_{seq}(d\sigma, t_1, \tau)$ est le coût actualisé de la séquestration temporaire d'un volume $d\sigma$ entre t_1 et $t_1 + \tau$, et $Q_{fos}(e, t)$ est le coût actualisé de la réduction des émissions fossiles au niveau e . Dès lors, si les coûts fossiles marginaux

$$\frac{\partial Q_{fos}}{\partial e}(e(t_1), t_1) > \frac{\partial Q_{fos}}{\partial e}(e(t_1 + \tau), t_1 + \tau) \quad (9.2)$$

il y a “une place” pour un élément $d\sigma$ de séquestration temporaire. En d'autres termes, le différentiel de coûts d'abattement entre t_1 et $t_1 + \tau$ peut être réinvesti dans la séquestration temporaire.

Quels éléments peuvent-ils créer un tel différentiel de coût marginal fossile entre les instants t_1 et $t_1 + \tau$? On sait que l'inertie économique fait qu'il

²Notons cependant que l'étude de Lecocq et Chomitz [2001], est axée sur la conservation de forêts menacées, et se placent dans des conditions identiques à celles du Chap. précédent (pas d'inertie dans les coûts fossiles), et sur des trajectoires optimales menant à une stabilisation à moins de 380 ppm en pratique. Or nous avons vu que de telles trajectoires “à convergence atmosphérique basse” (cible inférieure ou égale à la concentration actuelle) sont les seules, en cas certain, à permettre un certain degré de séquestration temporaire. L'apparition de la séquestration chez [Lecocq et Chomitz, 2001] se fait donc également “sans surprise”, en les citant : “*Our analysis limits the scope of the “buying time” argument for temporary sequestration. We see in particular that the key parameter for the dynamics of sequestration is the shape of the climate change damage function, and not the expectations about technical change.*”

est coûteux d'infléchir dès aujourd'hui les trajectoires d'émissions fossiles (par exemple en exigeant le remplacement anticipé du capital productif). Mais cette inertie est aussi présente dans le futur, au cas où des surprises climatiques apparaîtraient, et nous forceraient à abattre "coûte que coûte". En fait, quel qu'en soit le moment, le prix à payer pour un changement de système énergétique est d'autant plus élevé qu'il doit se faire rapidement.

Or, les surcoûts initiaux suffisent-ils à justifier l'utilisation, même temporaire, de la séquestration ? Et, puisque les volumes séquestrables sont sommes toute limités, faut-il utiliser le stockage tout de suite, pour "lisser" les coûts d'abattements actuels, ou bien, les dommages climatiques étant incertains, faut-il garder quelques cartouches "pour plus tard", pour limiter la casse au niveau des coûts énergétiques, si le besoin se faisait sentir d'éviter une catastrophe climatique ? Telles sont les questions auxquelles nous voulons répondre. Pour bien révéler les rôles respectifs propres à l'inertie économique et au contexte d'incertitude, nous procéderons en deux temps, tout d'abord en introduisant l'inertie économique dans le cadre "balistique" certain qui était celui du Chap. 8, puis en reformulant le problème dans un univers incertain.

9.1 Inertie économique et séquestration dans un cadre balistique illustratif

Nous avons étudié (Chap. 8) les trajectoires de séquestration dans un modèle simple ne faisant pas intervenir d'inertie économique, et s'appliquant au cas où la fonction de dommages climatique est certaine et connue. Dans l'introduction, nous avons touché du doigt le fait que l'inertie économique était de nature à "créer" les surcoûts d'abatement fossile aptes à rendre économiquement rentable l'utilisation de la séquestration. La première question que nous voulons nous poser, avant de passer au cas où l'incertitude est présente, est de savoir comment l'introduction de l'inertie économique modifie les résultats obtenus précédemment, et qui, de fait, laissaient peu de place à la séquestration temporaire, et conduisaient surtout à considérer la séquestration comme une option "permanente", à utiliser "parallèlement" à un effort fossile.

L'inertie à infléchir les trajectoires d'émissions fossiles est représentée par une dépendance en e de la fonction de coût d'abatement. Nous reprenons donc le problème du Chap. 8 tel qu'il est, en remplaçant simplement $Q_m(e)$ par $Q_m(e, \dot{e})$, et en imposant une condition initiale sur $e(0)$. Pour petit qu'il puisse paraître, ce changement complique passablement l'étude analytique des solutions. Aussi, nous nous restreindrons à une analyse numérique.

cas	paramètre	valeur
	$e(0)$	8 GtC/an
0 – sans inertie	$Q_m(e)$	$-10^{-2} \log(e)$
1 – inertie faible	$Q_m(\dot{e}, e)$	$-10^{-2} \log(e) + 2 \dot{e}^2$
2 – inertie forte	$Q_m(\dot{e}, e)$	$-10^{-2} \log(e) + 10 \dot{e}^2$

TAB. 9.1: Fonctions d’inertie économique choisies pour l’expérience numérique illustrative (cas fossile seul). Le reste des paramètres est donné Table 8.2, page 311.

9.1.1 Rôle de l’inertie économique dans le cas de l’action fossile seule

Les trajectoires d’émissions du Chap. 8, si elles permettaient de présenter les limites de l’approche balistique et l’enjeu de la séquestration dans un tel cadre, ont le défaut d’être économiquement irréalistes, dans le sens où les trajectoires optimales nécessitaient un ajustement immédiat ($t = 0^+$) “sans frais” et discontinu des émissions par rapport à ce qui aurait pu être une condition initiale du problème. Or, en réalité, les émissions initiales sont une donnée prescrite du problème et ne peuvent être radicalement modifiées, ou seulement très progressivement, en fonction du coût, justement, lié à l’inertie. C’est ce que montre la figure 9.1, pour des expériences numériques modifiant à la marge celles du Chap. 8 par l’ajout d’un coût d’ajustement fossile (calibrage donné Tab. 9.1).

L’exercice présenté ici, rappelons-le, n’a d’autre ambition que de schématiser le jeu de l’inertie au sein du problème posé précédemment (Chap. 8). Certes, l’inertie rend les trajectoires optimales économiquement plus “crédibles”, mais le tout n’est qu’illustratif. A première vue (Fig. 9.1), l’inertie croissante implique des trajectoires globalement plus émettrices. Par ailleurs, le point d’équilibre asymptotique est aussi modifié. Cependant, nous restons dans un cadre balistique, dans lequel le paramétrage de l’inertie, lié à l’estimation du temps de renouvellement du capital émetteur, est potentiellement controversé [Ha-Duong *et al.*, 1997], comme le sont les coûts d’abattement fossile.

9.1.2 Trajectoires de séquestration en présences d’inerties à l’abattement fossile

Nous ajoutons maintenant la possibilité de séquestrer du carbone (comme au Chap. 8) dans notre problème redéfini avec inertie. Les trajectoires résultantes sont montrées Fig. 9.2. Les effets de l’inertie sur l’utilisation de la séquestration restent mesurés à ce stade, dans le sens où les trajectoires de séquestration ne sont pas grandement modifiées par rapport à celles du Chap. 8. La raison en est que les effets (surcoût) de l’inertie existent, mais

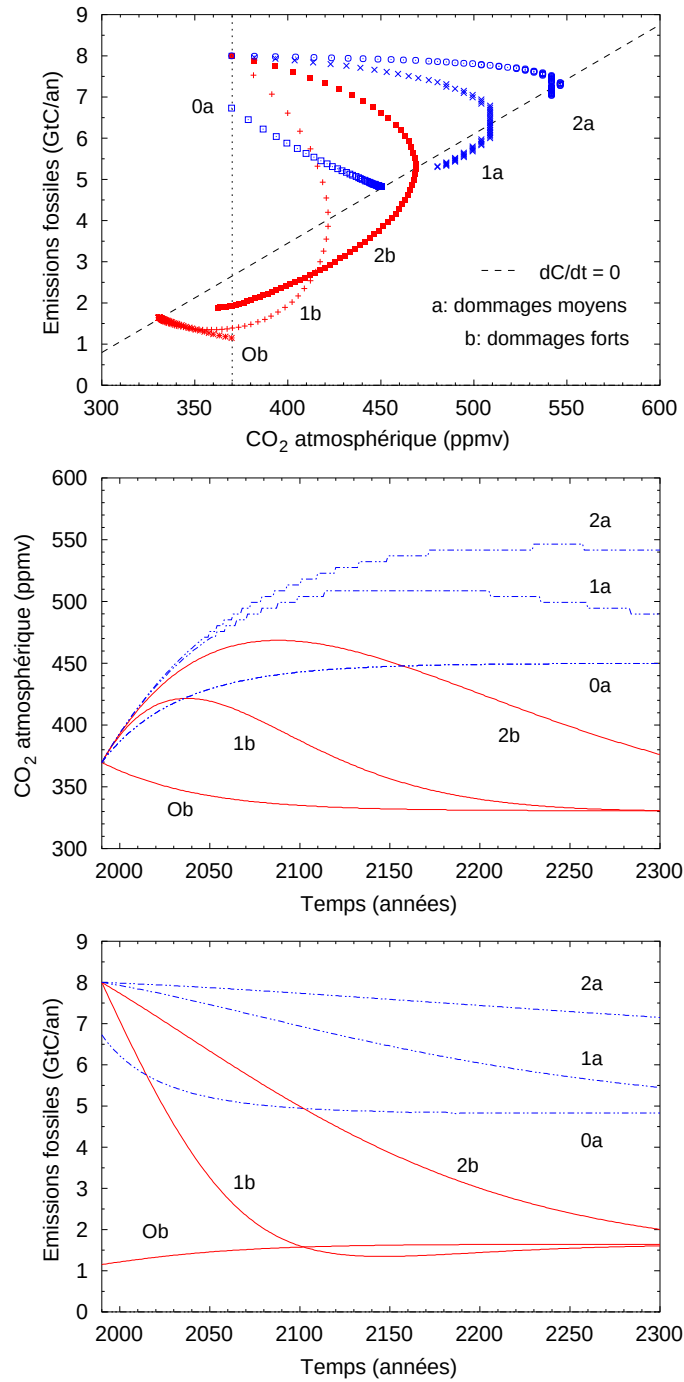


FIG. 9.1: Rôle de l'inertie économique dans le problème coût-bénéfice balistique (action fossile seule). 0 : sans inertie (problème identique à celui du Chap. 8). 1 : inertie faible. 2 : inertie forte. Les trajectoires notées 0a, 1a, 2a s'entendent avec dommages moyens, les trajectoires 0b, 1b, 2b avec dommages forts.

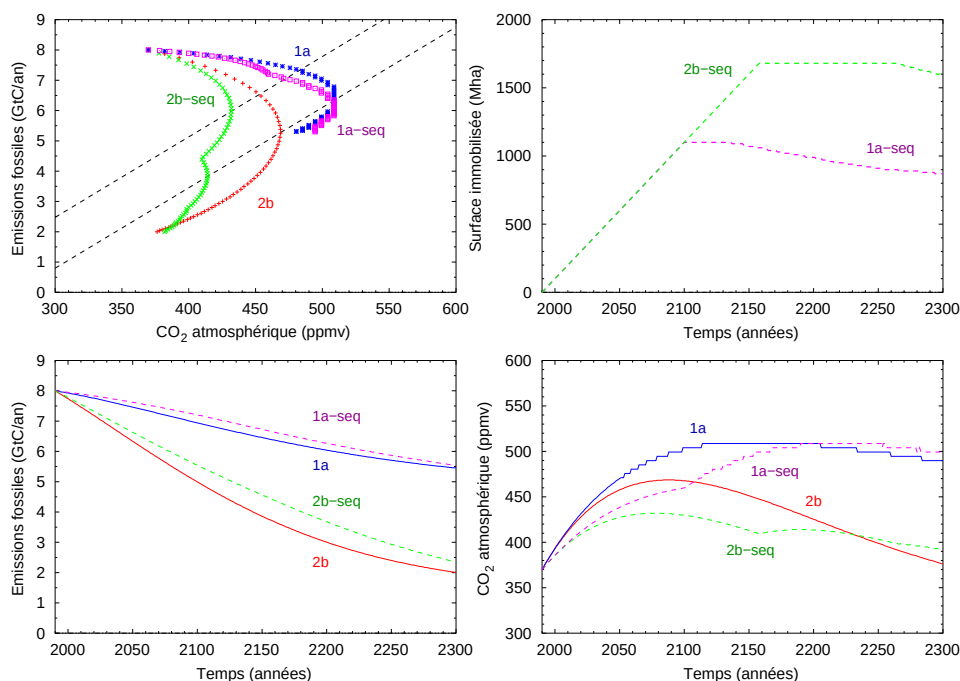


FIG. 9.2: Rôle de la séquestration dans un problème balistique avec inertie économique. Les trajectoires montrées sont celles du cas avec inertie faible, dommages forts (2b - couple rouge/vert), et inertie faible, dommages moyens (1a - couple bleu/violet). Les trajectoires vertes et violettes sont celles comportant de la séquestration.

sont relativement “lissés”. Ceci pour deux raisons.

Tout d’abord les trajectoires optimales anticipent les dommages futurs et donc ajustent les émissions de telle sorte à ce que l’on ait pas à payer un infléchissement brutal des trajectoires futures. Ensuite, notre modèle illustratif ne fait pas intervenir de trajectoire de référence. Cette neutralité vis à vis des émissions *business as usual* futures fait qu’il n’y a donc pas de “gap” arbitrairement grand à combler, et donc, pas de “pics” de coûts simplement liés au fait que la référence s’accélère.

Au total, un élément supplémentaire semble nécessaire pour révéler les effets de l’inertie : celui-ci pourrait venir de l’existence de “surprises” climatiques. Nous ne savons pas aujourd’hui quelles seront les conséquences en terme de dommages, d’un niveau donné de CO₂ atmosphérique, mais le jour où nous saurons, éventuellement il faudra réviser notre trajectoire économique, avec des coûts importants si le changement de cap est alors radical.

9.2 Séquestration optimale en présence d'incertitudes climatiques et d'inerties économiques

9.2.1 Inertie, incertitude et situation d'apprentissage : les termes du débat

Nous venons de voir quel pouvait être le rôle séparé de l'inertie socio-économique dans les trajectoires de mitigation. En tant que telle, si les cibles sont connues, et si tout est déterminé de manière certaine, l'inertie – tant socio-économique qu'environnementale – n'est pas un problème en soi, mais uniquement un paramètre, parmi d'autres, du problème, sur lesquels les experts pourront controvertiser à l'infini.

De telles “controverses balistiques”, sont nées peu avant la conférence de Kyoto (et la négociation des engagements chiffrés) par la publication, dans la revue *Nature* [Wigley *et al.*, 1996], d'un ensemble de profils³ de stabilisation du CO₂ atmosphérique, différent de celui publié dans le second rapport de l'IPCC. Les deux ensembles de profils sont donnés Fig 6.3, p. 233, et diffèrent par la répartition temporelle des émissions (et donc des efforts), à cible atmosphérique finale fixée. Les profils de stabilisation WRE sont, de l'avis de leurs auteurs, moins coûteux, car ils évitent le renouvellement anticipé du capital énergétique en place, qui serait exigé par un abattement immédiat trop élevé. Leurs trajectoires de stabilisation sont donc plus “laxistes” dans le court terme, mais leur plaidoyer ne va pas dans le sens d'un “laisser-faire”, dans la mesure où il est nécessaire selon eux de lancer dès aujourd'hui des programmes importants de recherche et de développement devant être utiles dès les prochaines rotations du capital.

Un an plus tard, *Ha-Duong et al.* [1997] mettent un terme à la controverse d'économistes lancée par *Wigley et al.* [1996] sur la répartition temporelle de l'effort, en la plaçant dans un contexte nouveau. En effet, ils montrent que la vraie nature de l'inertie ne se révèle pas en situation “balistique” mais dans un contexte de décision séquentielle, mêlant incertitude et apprentissage. Avant de montrer numériquement l'importance d'un tel “changement de contexte” (nécessité de passer du cadre balistique réglé une fois pour toutes, au cadre probabiliste avec processus de décision séquentielle), nous ne résistons pas à reprendre la métaphore des “deux conducteurs”, due à *Hourcade et Chapuis* [1995], sensée illustrer les différences des approches balistiques et séquentielles :

“The first driver is a world champion on a race circuit, faced with two sharp turns with a blind corner because of a bridge. His “objective function” is obviously to maximize his speed between the entry into and the exit from these turns. Although he has experienced this section be-

³Appelés profils WRE du nom des auteurs de l'article : Wigley, Richels et Edmonds [Wigley *et al.*, 1996].

fore, he is faced with non-negligible uncertainties about the potential presence of sand and oil in the bends, the adherence of his tires and about the behavior of the preceeding car. His behavior can nevertheless be best described as an optimizing behavior : he determines the optimal trajectory using implicitly some kind of probability distribution on these uncertain parameters, confident both in his capacity to assess them precisely enough and to remain within his own adaptation capacity.

The second one is a driver on a mountain pass road in late winter, speculating about the presence of ice on a bend before a precipice. He wants to maximize its speed, but would he try to calculate a probability distribution on the presence of ice, he would risk a fall in the case of non-zero probability of ice. The risks are too high and the useful information about the ice could come too late given the inertia of the car. Consequently, his behavior is not to adopt once and for all an optimized trajectory but to release the accelerator pedal and to push slightly on the brake, ready to slow down if, as he proceeds, he sees ice in the bend, or to accelerate, if the road is clear.”

Ha-Duong et al. [1997] sont les premiers à explorer les conséquences de ce changement de contexte dans un modèle numérique, dans lequel la résolution des incertitudes (apprentissage) nécessite un certain temps, délai pendant lequel il faut prendre des décisions “en méconnaissances de cause”, et “anticiper” d’éventuelles mauvaises surprises le jour où l’état de la machine climatique sera connu. Certes, selon [Nordhaus, 1982], “*uncertainty per se is not a reason for either accelerating or slowing programs for the control of CO₂*” : une fois connue la réalité des risques climatiques, il se peut en effet que les politiques soient revues à la baisse ou à la hausse. Mais *Ha-Duong et al.* [1997] suggèrent que les inerties économiques et environnementales font qu’en présence d’incertitude, notre comportement doit être plus “prudent” que dans le cas “balistique” certain équivalent⁴. Nous reviendrons sur les résultats numériques précis de ce modèle dans la suite (Fig 9.3).

Ainsi, la vraie nature de l’inertie dans les politiques climatiques se révèle dans un contexte d’incertitude et conduit à justifier une politique de précaution : si l’on estime que les cibles sont incertaines mais distribuées également autour d’une valeur moyenne, alors, “d’ici à ce que l’on en sache plus”⁵, du fait de l’inertie, la trajectoire optimale est plus prudente que celle qui nous mènerait, dans un cas certain, à la cible moyenne. Le fait que les inerties en situation d’incertitude conduisent à être prudent résulte de la combinaison d’une certaine neutralité de l’inertie économique, et d’une inertie environnementale “biaisée”, dans le sens où il plus facile de se sortir

⁴Un tel cas “certain équivalent” est défini par des dommages certains, égaux à l’espérance des dommages dans le cas probabiliste.

⁵Certes nous ne savons pas à l’heure actuelle quelle cible choisir, mais nous pourrions bien l’apprendre à l’avenir. Dans un tel cas, la décision prend un caractère séquentiel et peut être révisée à la date d’arrivée de l’information.

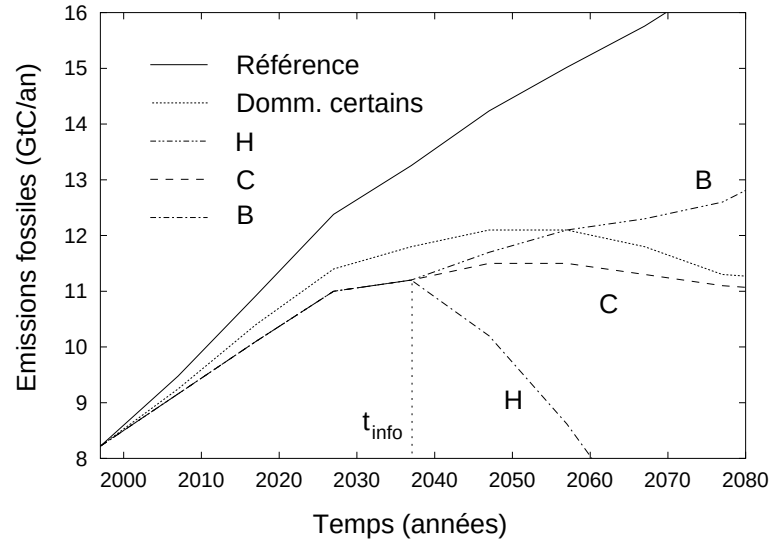


FIG. 9.3: Trajectoires optimales d'abatement fossile en présence d'incertitudes climatiques et d'inerties économiques et environnementales. Le modèle numérique utilisé pour le calcul de ces courbes est donné section 9.2.2. Trois fonctions de dommages climatiques $D = f(\text{CO}_2^{\text{atm}})$ sont possibles (dommages hauts : H, dommages médians : C, et dommages bas : B) mais la fonction réelle est inconnue jusqu'à la date t_{info} de résolution de l'incertitude. Après cette date, les politiques sont ajustées en conséquences. Avant t_{info} , la décision se fait dans l'incertain, sachant que dans l'exemple numérique pris ici, les états du monde sont équiprobables avant t_{info} . Les trajectoires dans l'incertain sont comparées à un cas "certain", pour lequel les dommages subis sont égaux à l'espérance des dommages H,C,B.

d'une situation où la concentration est trop basse que d'une situation où elle est trop haute. La neutralité du jeu de l'inertie économique provient du fait qu'elle tend à lisser les trajectoires d'abattement, en renchérissant le coût d'un ajustement immédiat, mais aussi celui d'un changement de cap tardif après une période de laisser faire, comme bien résumé dans [IPCC, 1996] : *"The choices of abatement paths involves balancing the economic risks of rapid abatement now (that premature capital stock retirement will later be proven unnecessary), against the corresponding risks of delay (that more rapid reduction will the be required, necessitating premature requirement of future capital)"*. Au total et de ce fait, l'inertie environnementale domine l'inertie liée à l'investissement économique [Ha-Duong, 1998], poussant au total à être "environnementalement" prudent.

Quel nouvel attrait (et attrait plus "réel") présente la séquestration de carbone lorsqu'on la revisite en situation d'incertitude, hors du contexte "balistique" pur ? C'est l'objet de la suite du chapitre. Passons donc à la description du nouveau cadre numérique.

9.2.2 DIAM-séquestration, un modèle pour explorer la séquestration optimale en décision séquentielle sous incertitude

Reprenons l'analyse initiale de Ha-Duong *et al.* [1997], et modifions le modèle DIAM⁶ qu'ils utilisent en y introduisant la possibilité de stocker du carbone sur des terres. DIAM considère des états du monde probabilisés, $s \in \{B, C, H\}$, chacun liés à la spécification d'une fonction de dommages (B pour dommages bas, C pour dommages centraux, H pour dommages hauts) liant le taux de CO₂ atmosphérique à une perte annuelle de PIB. Par ailleurs, on se fixe l'objectif d'une stabilisation des concentrations, à un niveau à déterminer, passé une date t_{stab} . L'état du monde, initialement inconnu, n'est révélé qu'à la date d'arrivée de l'information, $t_{\text{info}} < t_{\text{stab}}$, mais on connaît dès aujourd'hui la distribution de probabilité $p(s)$ de s .

Le principe de DIAM-séquestration est montré Fig. 9.4 : les commandes optimales (abattement fossile annuel en regard d'une trajectoire de référence et rythme annuel d'immobilisation de terres) sont celles qui maximisent l'espérance J d'une somme actualisée d'utilités $\mathcal{U}(s, t)$:

$$\max_{x(s,t)} J = \sum_{s=B,C,H} \left[p(s) \sum_{t=0}^T \frac{\mathcal{U}(s, t)}{(1 + \rho)^t} \right] \quad (9.3)$$

L'utilité dépend du coût des politiques fossiles, (coût instantané $Q_f(s, t)$) et de séquestration (coût instantané $Q_l(s, t)$), des dommages climatiques

⁶DIAM : a model of the dynamics of inertia and adaptability for integrated assessment of climate change mitigation.

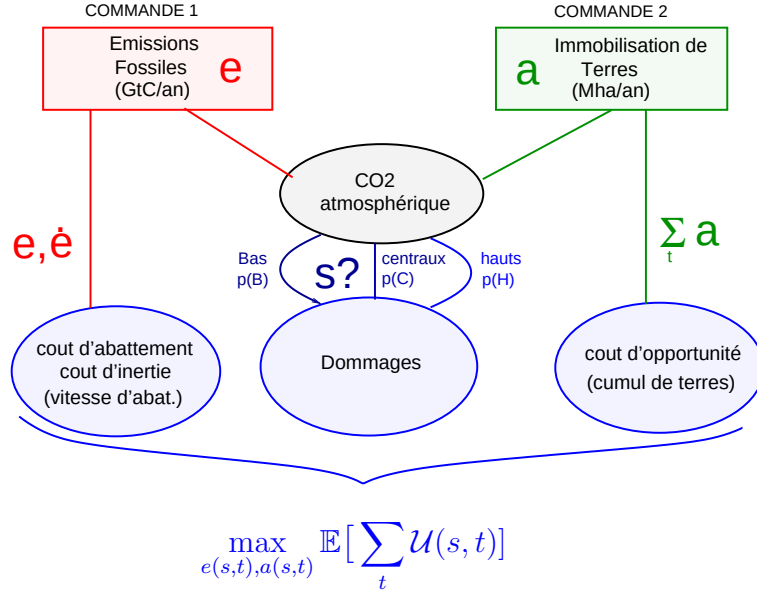


FIG. 9.4: Schéma de fonctionnement du modèle DIAM-séquestration. Les commandes du modèles sont les émissions fossiles annuelles et le rythme annuel d'immobilisation de terres. DIAM-séquestration maximise l'espérance d'utilité des dommages et des coûts de mitigation et de séquestration, dans un processus séquentiel : après t_{info} , l'état du lien CO_2 – dommages est connu, avant cette date, seules les probabilités d'occurrence sont connues. L'espace des commandes est donc indiqué par l'état du monde après t_{info} .

$D(s, t)$, et de la richesse Π^{ref} dans le scénario de référence. La fonction logarithme est utilisée pour tenir compte de l'utilité marginale décroissante du numéraire quand la richesse augmente.

$$\mathcal{U}(s, t) = \log \left((1 - D(s, t)) \Pi^{ref}(t) - Q_f(s, t) - Q_l(s, t) \right) \quad (9.4)$$

Le processus de décision est donc séquentiel : une trajectoire “unique” est calculée jusqu'à t_{info} (date de la “loterie”), mais des trajectoires différentes sont possibles après t_{info} , en fonction de la valeur révélée de s à cette date.

La richesse (ou le PIB) sans problème climatique suit un chemin de croissance au taux g :

$$\Pi^{ref}(t) = \Pi_0(1 + g)^t \quad (9.5)$$

J est maximal sous la contrainte climatique exprimée par la nécessité de stabiliser la concentration de CO_2 atmosphérique, $C(s, t)$ à la date t_{stab} :

$$\forall t \geq t_{\text{stab}}, C(s, t) = C(s, t + 1) \quad (9.6)$$

L'approche du cycle du carbone dans DIAM est légèrement différente de celle abordée par Nordhaus et utilisée précédemment (Chap. 7 et 8). L'évolution du compartiment atmosphérique est calculée via une fonction de réponse impulsionnelle⁷ :

$$C(s, t) = C^{ref}(t) - 0,471 \sum_{u=t_0}^{u=t-1} R(t-u) [x(s, u)E^{ref}(u) + \kappa a(s, u)] \quad (9.7)$$

où $x(s, t) \in [0, 1]$ est le taux abattement et où R est la fonction de réponse impulsionnelle⁸ du compartiment atmosphérique⁹. Le produit $x(s, u)E^{ref}(u)$ donne les tonnes abattues : dans le cas d'une trajectoire égale aux émissions de référence, $x(s, t) = 0$.

Les tonnes séquestrées à chaque période sont égales à $\kappa a(s, u)$. Ce dernier point revient à faire l'hypothèse que les flux de carbone associés à une conversion $a(s, t)$, liés au fait qu'un supplément de densité carbone κ est atteint sur les terres immobilisées, ont lieu dans le pas de temps du modèle suite à la conversion (ici 10 ans). L'évolution des terres $A(s, t)$ est donnée par :

$$A(s, t) = A(s, t-1) + a(s, t) \quad (9.8)$$

La résolution de l'information a lieu uniquement à t_{info} , ce qui implique de suivre une trajectoire unique jusqu'à cette date :

$$\forall t \leq t_{info}, \quad \forall s \in B, C, H, \quad x(s, t) = x(t) \quad (9.9)$$

$$\forall t \leq t_{info}, \quad \forall s \in B, C, H, \quad a(s, t) = a(t) \quad (9.10)$$

Les fonctions de coût sont définies de la manière suivante. Pour le coût fossile :

$$Q_f(s, t) = \frac{c_f \Pi_0}{(1 + \phi)^t} \frac{E^{ref}(t)}{E_0^{ref}} \left[x(s, t)^2 + (\tau_E \dot{x}(s, t))^2 \right] \quad (9.11)$$

où, l'on se permet d'utiliser dans le cas discret la notation "pointée" pour définir la vitesse à laquelle le taux d'abattement évolue :

$$\dot{x}(s, t) = x(s, t) - x(s, t-1) \quad (9.12)$$

⁷Cette analyse, tout en gardant les propriétés de linéarité et d'homogénéité temporelle, est plus précise que la fonction de Nordhaus. Cependant, du fait de l'augmentation du nombre d'états du modèle, l'adoption d'une formulation par fonction (de Green) de réponse atmosphérique rend impossible l'obtention de résultats analytiques, ce qui était notre objectif précédemment.

⁸Voir p. 273, note de bas de page.

⁹Le facteur 0,471 sert à la conversion des sources (exprimées en GtC) en unité de concentration atmosphérique (ppmv).

et où ϕ est le taux de pénétration du progrès technique, τ_E le temps caractéristique de rotation des systèmes énergétiques (typiquement 20-50 ans), et c_f un facteur permettant de caler l'échelle des coûts par rapport au PIB. Ceci permet de définir la part π_{ajust} des coûts d'ajustement dans le coût d'abattement total, égale à :

$$\pi_{ajust} = \frac{(\tau_E \dot{x}(s, t))^2}{x(s, t)^2 + (\tau_E \dot{x}(s, t))^2} \quad (9.13)$$

Nous testerons deux options de coût de la séquestration¹⁰ (voir Chap. 7), qui diffèrent principalement par le coût des premières terres immobilisées (A “petit”) :

$$Q_l(s, t) = \beta A(s, t)^2 \quad \text{Coûts quadratiques purs} \quad (9.14)$$

$$Q_l(s, t) = \alpha A(s, t) + \beta A(s, t)^2 \quad \text{ou avec partie linéaire} \quad (9.15)$$

Le coût des dommages est exprimé en part $D(s, t)$ du PIB de référence $\Pi^{ref}(t)$. $D(s, t)$ est somme d'un terme linéaire D_{lin} et d'un terme non linéaire D_{exp} , dépendant de la concentration atmosphérique de CO₂ (avec un temps de retard τ_D), selon les formes fonctionnelles étudiées par [Dumas et Ha-Duong, 2001], et reprises Fig 9.5. Ces fonctions sont indicées par l'état du monde (H, C ou B)¹¹.

$$D(s, t) = D_{lin}(s, l) + D_{exp}(s, l) \quad (9.16)$$

avec

$$D_{lin}(s, t) = \frac{\delta_{lin}}{(1 + \theta)^t} \frac{C(s, t - \tau_D) - C_l^1}{C_l^2 - C_l^1} \quad (9.17)$$

$$D_{exp}(s, t) = \frac{\delta_{exp}}{1 + \exp\left\{\frac{\hat{C}(s) + \check{C}(s) - 2C(s, t - \tau_D)}{\hat{C}(s) - \check{C}(s)} \log \frac{2-e}{e}\right\}} \quad (9.18)$$

où θ est un facteur d'adaptation, $\check{C}$ une concentration limite au delà de laquelle apparaissent les dommages non linéaires, $\hat{C}$ une concentration plafond à partir de laquelle le facteur de dommages est à nouveau constant, et e détermine l'acuité d'apparition des dommages non linéaires après le niveau limite $\check{C}$. δ_{lin} représente le dommage linéaire à $2 \times \text{CO}_2$ (en part de PIB), et δ_{exp} le plafond (maximum) de la part non linéaire des dommages (atteint en pratique à la concentration $\hat{C}$).

¹⁰l pour “land”.

¹¹Mais le calage des ces fonctions (voir Table 9.2) est réalisé en s'assurant que les dommages H, C et B sont en pratique indiscernables avant la date t_{info} , en suivant les émissions de référence. Ainsi, la simple observation des flux de dommages avant t_{info} ne peut renseigner sur l'état du monde : seules des concentrations supérieures pourraient le révéler, ou la science. Nous avons supposé que la science nous donne l'information à t_{info} .

	description	unité	valeur
ρ	taux d'actualisation	–	0,01
g	taux de croissance	–	0,01
ϕ	taux de progrès technique	–	0,01
θ	taux d'adaptation	–	0,01
τ_E	inertie du système énergétique	ans	50
τ_D	inertie CO ₂ – dommages	ans	20
Π_0	PIB mondial en 1997	T\$ ₉₀	18
E_0^{ref}	émissions foss. initiales	GtC/an	6,4
c_f	facteur de coût fossile initial	part du PIB	0,0136
δ_{lin}	dommages lin. à 2× CO ₂	part du PIB	0,01
δ_{exp}	plafond domm. non lin.	part du PIB	0,04
e	acuité des dommages non lin.	–	0,1
t_{info}	date d'arrivée de l'info.	ans	2037
t_{stab}	date de stabilisation du CO ₂	ans	2300
T	horizon du problème	ans	2400
κ	densité carbone	GtC/Mha	0,168
α	param. coût séq. linéaire	M\$ ₉₀ ha ⁻¹	10 ⁻⁴
β	param. coût séq. quadratique	\$ ₉₀ ha ⁻²	10 ⁻⁷
C_l^1	seuil apparition domm. lin.	ppmv	326
C_l^2	param. 2× CO ₂ (domm. lin.)	ppmv	550

		état du monde			
		B	C	H	
p	probabilités (états du monde)	–	1/3	1/3	1/3
$\tilde{C}$	seuil de non-linéarité clim.	ppmv	917	660	516
$\hat{C}$	plafond de non-linéarité clim.	ppmv	1100	770	584

TAB. 9.2: Variables et paramètres du modèle DIAM-séquestration. pour la simulation standard. Le coût des terres est supposé quadratique - pur, β étant calibré en fixant le coût annuel d'opportunité de l'hectare marginal, à 500 Mha de protection cumulée, égal à 100 US\$/ha. Eventuellement un terme linéaire est juxtaposé, pour introduire un supplément fixe à l'hectare de $\alpha = 100$ US\$/ha. Le choix de $\kappa=0,168$ GtC/Mha correspond à une densité carbone approximativement égale à celle perdue en moyenne par déforestation dans la décennie 80. Rappel : T= 10¹², G=10⁹, M=10⁶.

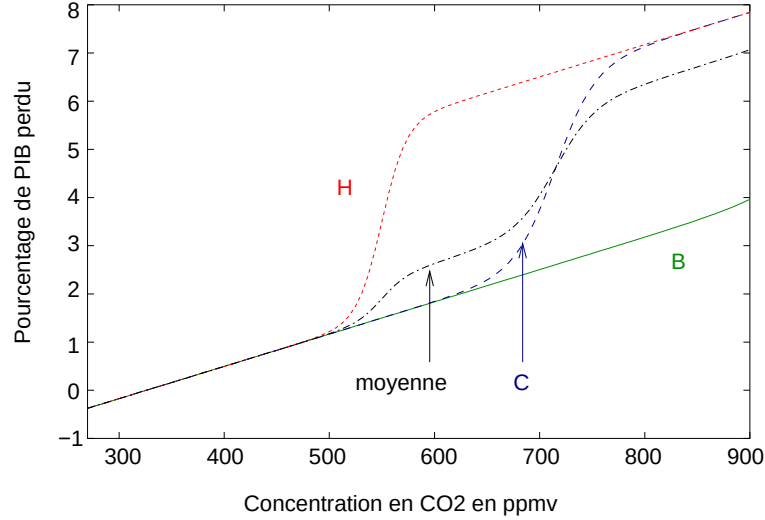


FIG. 9.5: Fonctions de coût des dommages climatiques dans DIAM-séquestration, d'après [Dumas et Ha-Duong, 2001]. H : dommages hauts, C : dommages médians, B : dommages bas. moyenne : moyenne sur H,C,B des dommages.

9.3 Précaution et soupape de sécurité : deux usages de la séquestration dans les poli- tiques climatiques

A partir du modèle décrit dans la section précédente, nous allons maintenant introduire la possibilité de séquestration et procéder à un ensemble de simulations qui diffèrent par les hypothèses de coût de la terre.

9.3.1 Le cas sans stockage

Effectuons, dans le cadre que nous venons de décrire, un calcul des trajectoires optimales sans stockage, un cas qui servira de référence pour l'introduction de la séquestration. Si l'on impose $a(s, t) = 0$, on retrouve les résultats de [Ha-Duong et al., 1997], montrés Fig. 9.6. Le paramétrage associé du modèle est donné Table 9.2, pour les trois états du monde.

Deux faits ressortent de la Fig. 9.6. Tout d'abord, avant la résolution de l'incertitude, la part π_{ajust} des coûts d'ajustement dans le coût total d'abattement, liés à l'accélération de la rotation du capital énergétique en place, est très élevée. Cette part décroît après la résolution de l'incertitude, sauf dans le cas où un effort supplémentaire est demandé (dommages hauts).

Ensuite, la part des dépenses d'abattement dans le PIB présente un gros pic, après résolution de l'incertitude, dans le cas de l'apparition de dommages

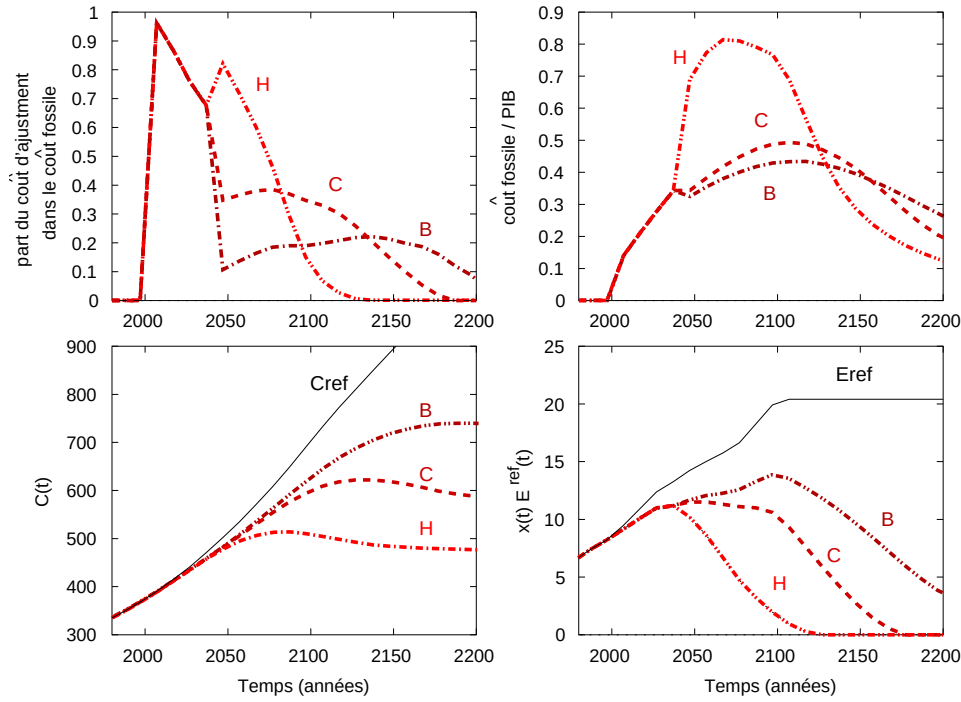


FIG. 9.6: Trajectoires optimales d'abattement fossile, de CO_2 atmosphérique, et coût associé des politiques, en présence d'incertitudes climatiques et d'inerties économiques et environnementales (cas sans séquestration). En haut à gauche : proportion du coût fossile lié aux dépenses d'ajustement (proportionnelles à la vitesse d'abattement). En haut à droite : coût fossile sur le PIB de référence. En bas à gauche : concentrations de CO_2 atmosphérique. En bas à droite : Trajectoires d'émissions dans les 3 cas et dans la référence. Avant t_{info} , la décision se fait dans l'incertain (états du monde équiprobables et indiscernables : vu les concentrations atmosphériques atteintes avant t_{info} , il est impossible de savoir si l'on est dans le cas bas, médian ou haut de dommages).

élevés, nécessitant de supporter d'importants coûts d'ajustement parce qu'il faut infléchir très nettement les émissions dans ce cas.

Notons que les efforts nécessaires en cas de “mauvaise surprise climatique” atteignent près de 1% du PIB. Même si ce coût n'est pas celui la “facture” climatique, car il n'inclut pas celui des dommages, il y a tout lieu de penser qu'il est viable économiquement, puisqu'il reste inférieur à la limite des 5% [Hourcade, 1994]¹².

¹²En effet, un calcul heuristique simple permet d'évaluer les coûts supportables d'une transition forcée vers un système énergétique propre : les dépenses d'investissement sont limitées au quart de la formation brute de capital fixe. Or si on admet que cette dernière peut représenter 20% du PIB, alors, une limite de non-viabilité économique est atteinte quand les dépenses annuelles du programme dépassent 5% du PIB.

9.3.2 Le cas d'un stockage gratuit mais limité

Comme dans d'autres études [Manne et Richels, 1999], une première approche est de considérer que les coûts de l'usage des sols sont nuls, tout en considérant qu'une quantité limitée de terre peut être immobilisée chaque année (10 Mha/an dans le cas choisi ici, une surface équivalente à la surface annuellement déforestée au début du XXI^{ème} siècle). Regardons Figure 9.7 ce que cela implique sur les trajectoires du cas "fossile" seul que nous venons d'étudier.

A coût de séquestration nul, on retrouve un résultat analogue à celui du Chap. 8 : les "puits de carbone" doivent être utilisés le plus tôt possible pour infléchir la trajectoire de CO₂ atmosphérique. La séquestration temporaire n'a pas lieu d'être puisque les coûts de la permanence sont nuls. Evidemment, à coût nul, autant affecter le plus de surfaces possibles à la forêt, dans la limite du rythme annuel admissible dans le schéma retenu, soit 10 Mha/an.

Les coûts fossiles sont nettement écrêtés (de plus de 25 %) par l'usage de la séquestration dans le cas de l'apparition de dommages élevés (Fig. 9.7, graphique du milieu à droite). C'est aussi le cas, mais dans une moindre mesure, avant la résolution de l'incertitude, et après, pour des dommages médians et bas. Ce fait traduit que la séquestration se montre la plus utile lorsque les coûts marginaux d'abattement sont les plus élevés.

La part des coûts d'ajustement dans le coût total est montrée Fig. 9.7, graphique du milieu à gauche. Comme dans le cas fossile seul, ces coûts prédominent dans le court terme (signe de la nécessité d'accélérer le remplacement du capital en place), et dans le cas de l'apparition d'une "mauvaise surprise" au niveau des dommages. Toutefois, l'introduction de la séquestration, même gratuite comme ici, n'a pas une influence déterminante sur la répartition des coûts d'abattement entre coûts de réduction et coût d'ajustement. Cela signifie que la partie de la séquestration servant à baisser les coûts fossiles crée une opportunité tant d'acheter du nouveau capital que de financer l'arrêt prématuré de celui existant, les deux choses allant d'ailleurs de pair.

De plus, l'étude de la trajectoire atmosphérique avec et sans séquestration (Fig. 9.7, graphique en bas à gauche) montre que les taux de CO₂ atmosphériques sont plus faibles avec l'option de séquestration que sans. Même si effectivement le stockage permet des émissions fossiles plus élevées (Fig. 9.7, graphique en bas à droite), ceci prouve que le stockage ne sert pas uniquement à "remplacer" de l'abattement fossile à trajectoire de CO₂ égale. L'action de la séquestration n'est pas que substitutive, mais s'ajoute à l'effort fossile. Un résultat que nous avons déjà obtenu dans un cadre balistique (Chap. 8) et qui semble donc robuste. Voyons maintenant si ces conclusions sont modifiées lorsqu'un coût d'opportunité des terres non nul est introduit.

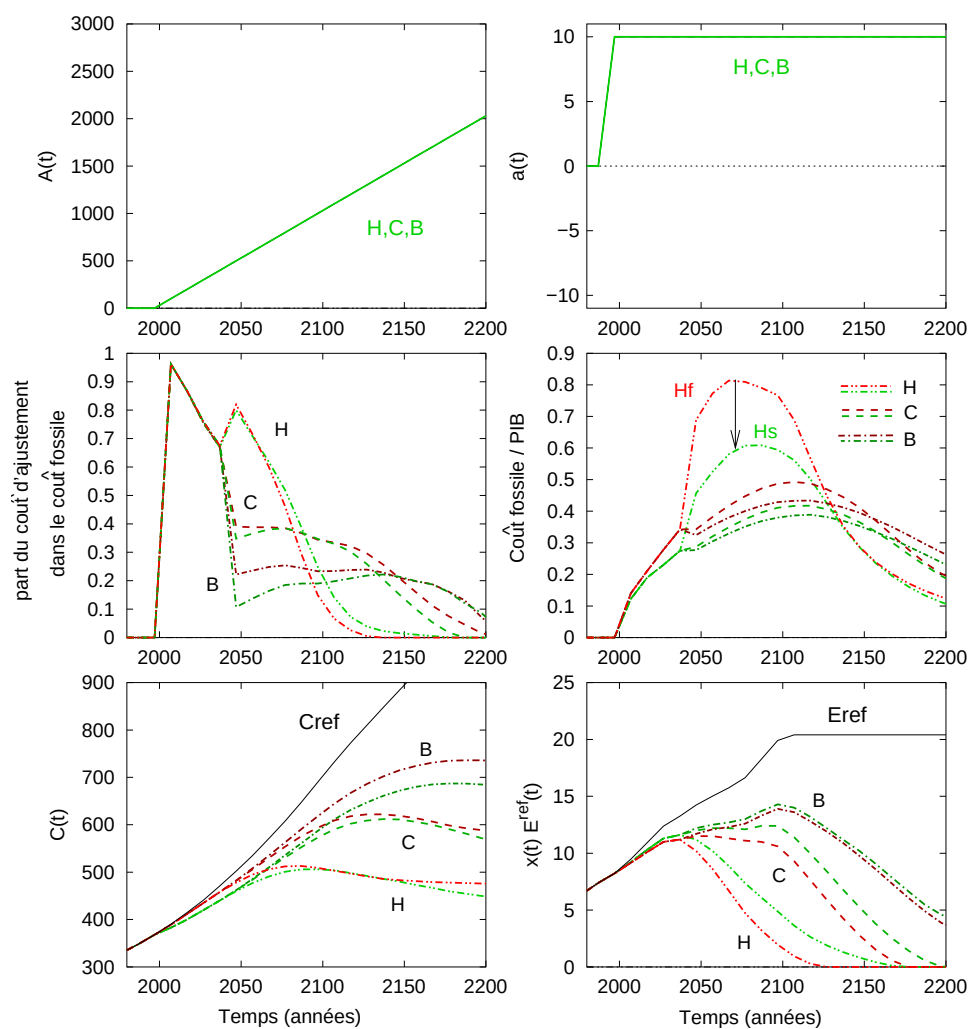


FIG. 9.7: Possibilité de conversions gratuites : effet sur les trajectoires optimales d'abatement. Les trajectoires avec séquestration sont en bleu, les trajectoires sans séquestration (identiques à celle de la Fig. 9.6) sont en noir.

9.3.3 Séquestration optimale avec coût d'opportunité annuel des terres immobilisées

Considérons un coût d'opportunité des terres quadratique en fonction du cumul de terres immobilisées (Eq. 9.14), le coût marginal du premier hectare immobilisé étant nul (coûts quadratiques “purs”). Les trajectoires des différentes variables pertinentes (Fig. 9.8, courbes vertes) font apparaître des différences par rapport au cas fossile seul (courbes rouges), et par rapport au précédent où les terres étaient gratuites. En effet, le potentiel de séquestration à bas coût est maintenant limité, et ceci pose la question de la répartition temporelle de son utilisation. Le résultat obtenu fait clairement apparaître deux périodes contrastées en terme de rythme de séquestration.

9.3.3.1 Période initiale dans l'incertain

Tout d'abord, durant une période initiale, avant la date de résolution de l'information, prend place un stockage à un rythme équivalent à la restauration de la surface annuellement déforestée à l'heure actuelle (10 Mha/an), mais pour un cumul de terres immobilisées (200 Mha) ne dépassant pas environ 10% du potentiel de terres actuellement identifiées comme disponibles pour des pratiques de séquestration au niveau global (voir plus loin p. 348).

Que peut-on dire du statut et de la raison de cette séquestration mise en place à très court terme, et dans l'incertain ? L'analyse côte à côte des concentrations et des émissions fossiles avant t_{info} , dans les cas où le stockage est permis ou non, nous éclaire. Le stockage initial permet en effet d'arriver à la date de résolution de l'information avec une concentration atmosphérique plus basse, tout en permettant des émissions fossiles légèrement supérieures au cas fossile seul (également représenté Fig. 9.8). En d'autres termes, la séquestration “de court terme” permet de préserver la valeur d'option climatique – *en se présentant à t_{info} avec un contenu atmosphérique réduit* – et économique – *en permettant un effort fossile réduit avant t_{info}* – de la trajectoire dans l'incertain. Au total, nous pouvons interpréter ce comportement initial comme un stockage “de précaution”, permettant d'atteindre dans de meilleures conditions la date de résolution de l'information.

Cependant, le stockage initial n'est pas utilisé entièrement en substitution d'émissions fossiles¹³. Celles-ci sont certes légèrement plus fortes que dans la version sans stockage, mais ce surcroît d'émissions fossiles est plus que compensé par l'effort de séquestration, si bien qu'au total, les concentrations de CO₂ sont inférieures dans le cas où la séquestration est permise. L'effort global est donc plus efficace et plus important.

¹³Une telle séquestration de substitution est actuellement implémentée dans les textes, puisque les objectifs quantitatifs n'ont pas été changés suite à l'adoption des puits, voir Chap. 2.

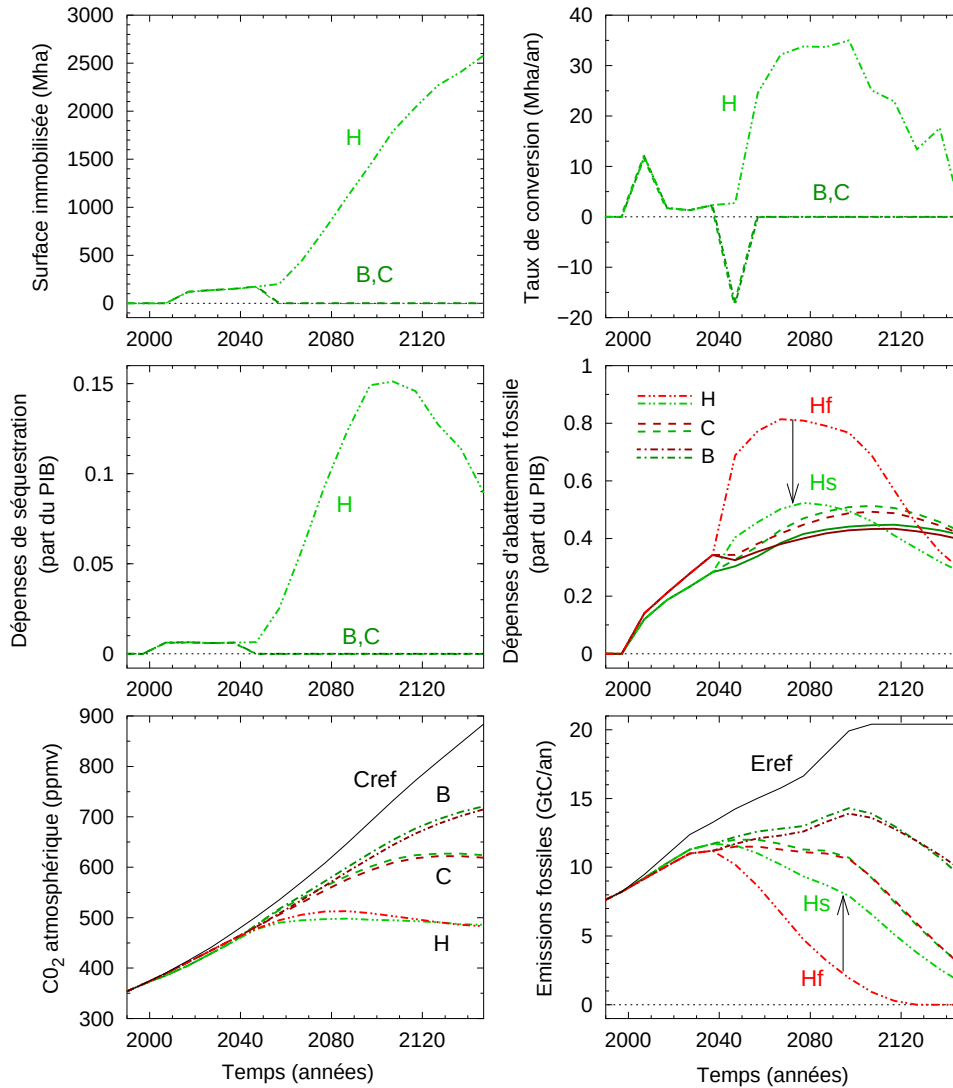


FIG. 9.8: Trajectoires optimales avec coût d'opportunité quadratique pur (Equation 9.14) pesant sur l'ensemble des terres immobilisées. En noir : trajectoires sans possibilité de stockage. En bleu : trajectoires avec stockage. H : dommages hauts, C : dommages médians, B : dommages bas.

9.3.3.2 Période après résolution de l'incertitude

Ensuite, après révélation de la fonction de dommages ($t > t_{\text{info}}$), de deux choses l'une :

- ou bien les dommages sont faibles ou médians, et ce qui a été stocké peut être relargué¹⁴,
- ou bien les dommages sont élevés (il s'avère qu'il faut rester sous 500 ppm), et prend place une séquestration "d'urgence".

Dans ce dernier cas, le pic de coût fossile, existant en cas de surprise climatique imposant une accélération des efforts, est grandement abaissé (de près de 40%) par la mise en jeu d'une séquestration massive. Les hypothèses de coût utilisées, certes optimistes¹⁵, conduisent alors à des plantations à un rythme pouvant culminer à trois fois le taux actuel de déforestation global. On se situe dans les proportions des "*carbon banks*" de *Dyson* [1977], avec un cumul de près de 1500 Mha boisés d'ici la fin du siècle.

Un tel chiffre est, équivalent à un dixième des terres émergées, peut paraître gigantesque, mais est toutefois similaire à la quantité de terres considérées comme "dégradées" pour la seule zone tropicale (2007 Mha selon *Graininger* [1988]), ou "potentiellement utilisables pour héberger des pratiques visant à accumuler du carbone" (3200 Mha selon *Houghton et al.* [1993], pour un potentiel de séquestration total de 167 GtC, dont 1957 Mha de forêts intégrant des projets de plantation, de protection et d'agroforesterie)¹⁶.

Au total, le rôle du stockage en "seconde phase" (après t_{info}) s'apparente à une fonction de "soupape", permettant éventuellement une mesure d'urgence. Le fait que l'on relargue les tonnes séquestrées après t_{info} , dans les cas bas et médians de dommages (pour une stabilisation au dessus de 600 ppm) confirme par ailleurs l'intérêt de la séquestration en tant que solution flexible, ce qui assure la cohérence du couple (précaution - soupape).

Il est intéressant de noter que l'utilisation de la séquestration par "précaution" résulte d'un équilibre entre (i) une incitation à séquestrer tôt pour arriver à la date de résolution de l'information dans "de bonnes conditions" (pour se "préparer au pire"), et (ii) une incitation à préserver la capacité de séquestration à bas coût, limitée, dans le cas où apparaîtrait la nécessité de

¹⁴Dans le cas de dommages médians ou faibles, la démarche prudente avant t_{info} nous a placé à posteriori sur une trajectoire "exagérément" vertueuse, et que la participation du secteur fossile sera suffisante à poursuivre l'effort, sans aide de la forêt.

¹⁵Voir Table 9.2 : le coût des terres du cas quadratique-pur est calibré sur un coût annuel d'opportunité de l'hectare marginal, à 500 Mha de protection cumulée, égal à 100 US\$/ha, un tiers du revenu annuel moyen des terres agricoles aux USA.

¹⁶Il est cependant à noter que Houghton calcule un incrément par hectare de 17 à 78 tC/ha (selon les programmes de plantations, de conservation, et d'agroforesterie), alors que nos calculs très simplistes se basent sur une valeur beaucoup plus optimiste de 168 tC/ha, ce qui revient à considérer que l'on fait de réelles plantations de forêts sur des terres non forestées (voir Tab. 3.1, p. 122, pour des densités typiques de forêts primaires et secondaires).

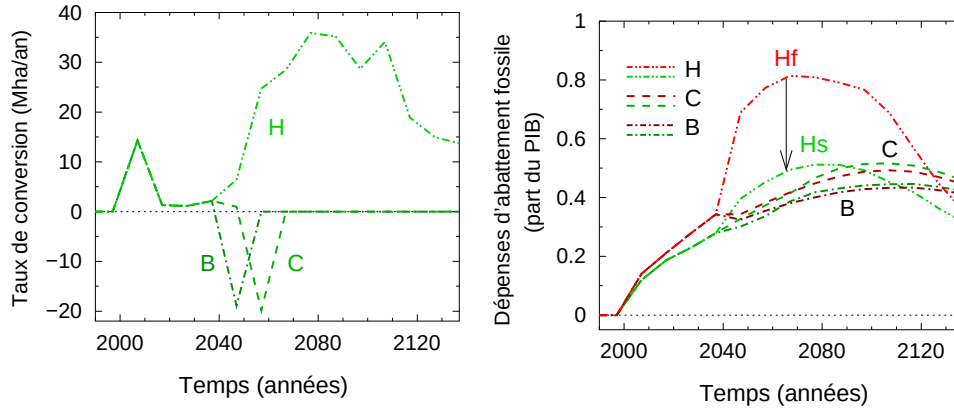


FIG. 9.9: Trajectoires de séquestration et d'abattement avec coût d'opportunité des terres temporaire. Les coûts, de conception quadratique (Equation 9.14), sont supportés uniquement dans un intervalle de 50 ans après la transition. En noir : trajectoires sans possibilité de stockage. En bleu : trajectoires avec stockage. H : dommages hauts, C : dommages médians, B : dommages bas.

rester sous 550 ppm, garantissant dans ce cas la disponibilité de terres “à bas prix” après t_{info} , si besoin était. La “précaution” s’entend donc dans un sens double : agir, mais aussi suffisamment peu pour préserver une valeur d’option, au cas où.

9.3.3.3 Expériences avec coût d’opportunité temporaire des terres immobilisées

Toutes les expériences menées jusqu’ici ont considéré que le coût des terres immobilisées était permanent : chaque année, un coût d’opportunité est “facturé”, proportionnel au cumul A des terres immobilisées. Cependant, il se peut aussi que les coûts annuels d’opportunité ne soient que temporaires, et qu’ils s’annulent passé une certaine période, par exemple parce que les techniques agricoles ont évolué (peut-être du fait du stockage) et que la pression sur les terres est moindre.

Nous avons donc procédé à une expérience où les coûts de la terre, quadratiques, sont supportés pendant 100 ans seulement après la date d’immobilisation. Les résultats sont reportés Fig. 9.9, reportant aussi (en rouge) les trajectoires “fossile seul”. Les trajectoires de stockage sont légèrement modifiées par rapport cas où les coûts d’opportunité sont permanents : à nouveau, une période de séquestration “de précaution” apparaît, mais après t_{info} , en cas de dommages médian, le dé-stockage est repoussé de 10 ans par rapport aux expériences précédentes.

Conclusion : le double statut des puits dans la question climatique

Que pouvons nous retenir de la dernière étape de notre parcours ? Tout d'abord, en présence d'incertitudes et en situation de décision séquentielle, le tempo optimal des programmes de séquestration n'est pas une question simple, et à laquelle on peut répondre "intuitivement". En effet, la quantité de terres disponible est limitée, et le potentiel de séquestration à bas coût, même significatif, est réduit. Plus que pour l'abatement fossile, se pose donc la question de la répartition temporelle de l'effort de stockage.

Dans un tel contexte, les résultats de ce chapitre débouchent sur un cadrage du rôle des puits à mi-chemin entre les thèses de leurs partisans et de leurs adversaires. En effet, les boisements apparaissent comme porteurs d'un double statut, puisqu'ils sont :

- pour partie destinés à être mis de côté dans un premier temps, et réservés au bénéfice de la génération qui aurait à éviter des dommages climatiques pouvant se révéler trop importants, impliquant l'obligation de supporter un surcoût d'accélération de la rotation du capital productif vers des technologies propres. Un tel stockage "différé" est alors utile pour écrêter un éventuel "pic" de coût d'abatement fossile (ceci fait de la séquestration future l'analogue d'une "soupape de sécurité").
- pour partie opportuns dès maintenant, dans une échelle substantielle, afin de préserver la valeur d'option de la trajectoire climatique et économique. Il s'agit alors bien de "gagner du temps", en permettant d'éviter de trop gros efforts de mitigation fossile tout en obtenant un résultat atmosphérique à court terme (ceci permet d'interpréter la séquestration immédiate comme une action de précaution).

Ce double statut des boisements dans la question climatique résulte de la combinaison de trois propriétés importantes de ces derniers :

1. Le fait que le potentiel de stockage soit foncièrement limité, tant pour des raisons physiques de saturation des stocks à l'hectare que pour des raisons économiques de limite supérieure aux terres disponibles. Ceci pose la question fondamentale de la répartition temporelle du stockage.
2. Les spécificités propres aux coûts d'opportunité des terres : caractère permanent – *une terre immobilisée a un coût chaque année* – et cumulatif des coûts – *les terres disponibles sont de plus en plus chères*. Ces effets limitent le volume appelé à être séquestré de manière optimale à court terme : d'une part parce que le maintien de ces stocks implique de répercuter les coûts à l'avenir même sans bénéfice carbone, et d'autre part parce que les terres immobilisées à court terme relèvent d'autant le coût des puits à long terme, puisque l'on doit piocher dans des terres de plus en plus chères.

3. Le caractère réversible de ce stockage. De ce fait, malgré les arguments précédents, une certaine dose de stockage immédiat est optimale : en cas de “bonne surprise” climatique impliquant des dommages incrémentaux modérés à long terme, car il est alors possible de libérer les terres immobilisées, en évitant le report des coûts d’immobilisation sur le long terme.

Nous avons vu (Chap. 7) que la valeur sociale du carbone séquestré, et la possibilité de le relarguer sans entraîner trop de dommages, dépendait de l’état futur de la machine climatique – une information qu’il est bon d’avoir avant de se lancer dès aujourd’hui dans des programmes de plantation). Les résultats obtenus ici tendent également à placer dans une perspective nouvelle la question de l’utilisation immédiate et à grande échelle de la séquestration, comme moyen de “gagner du temps”, évitant par là de forcer l’apparition de technologies propres par une mise au rebut anticipé du capital productif existant.

Certes, la séquestration est utile dès aujourd’hui, puisque des dommages sont effectivement évités dans le court terme (Chap. 7), et pour des raisons liées à la valeur d’option de la trajectoire climatique et économique, mais elle risque d’être encore plus indispensable à l’avenir, au cas où se manifeste le risque de devoir procéder à une certaine date à un ajustement important de l’effort fossile. Il ressort au final de notre analyse que le tempo optimal de la séquestration est très lié à l’évolution espérée des dommages du changement climatique, et qu’il peut être optimal de réserver la majeure partie d’un potentiel de séquestration global somme toute limité, pour ne pas compromettre le fait qu’il puisse contribuer à l’avenir à araser un pic de coût de mitigation en cas de “mauvaise surprise” climatique imposant de respecter des plafonds de concentration finalement plus stricts. Sont alors confirmés, dans un cadre coût-bénéfice incertain et en décision séquentielle, l’intuition et les calculs d’impacts de *Kirschbaum* [2003], jugeant opportun de reporter les activités de plantation *“until closer to the time when the most severe impacts are to be expected.”*

Références

- Dumas, P., et M. Ha-Duong, Non linearity and uncertain climate impacts, dans *Challenges of a Changing Earth – Global Change Open Science Conference*, IGBP-IHCP-WCRP, Amsterdam, also presented at the EMF/IEW conference in Vienna, 15-18 June 2001, 2001.
- Dyson, F., Can we control the carbon dioxide in the atmosphere?, *Energy*, 2, 287–291, 1977.
- Grainger, A., Estimating areas of degraded tropical land requiring replenishment of forest cover, *International Tree Crops Journal*, 5, 31–61, 1988.
- Ha-Duong, M., Quasi-option value and climate policy choices, *Energy Economics*, 20, 599–620, 1998.
- Ha-Duong, M., M. J. Grubb, et J.-C. Hourcade, Influence of socioeconomic inertia and uncertainty on optimal CO₂-emission abatement, *Nature*, 390, 270–274, 1997.
- Houghton, R. A., J. D. Unruh, et P. A. Lefebvre, Current land cover in the tropics and its potential for sequestering carbon, *Global Biogeochemical cycles*, 7(2), 305–320, 1993.
- Hourcade, J.-C., Analyse économique et gestion des risques climatiques, *Natures - Sciences - Sociétés*, 2(3), 202–211, 1994.
- Hourcade, J.-C., et T. Chapuis, No-regret potentials and technical innovation, *Energy Policy*, 23(4/5), 433–445, 1995.
- IPCC, IPCC second scientific assessment report of climate change, *Ed. James P. Bruce and Hoesung Lee and Erik F. Haites, Cambridge Univ. Press*, 1996.
- Kirschbaum, M. U., Can trees buy time? An assessment of the role of vegetation sinks as part of the global carbon cycle, *Climatic Change*, 58, 47–71, 2003.
- Lecocq, F., et K. Chomitz, Optimal use of sequestration in a global climate mitigation strategy : is there a wooden bridge to a clean energy future?, dans *International Energy Workshop IEA/IIASA/EMF*, pp. 1–27, IIASA, Laxenburg, 2001.
- Manne, A., et R. Richels, The Kyoto Protocol : a cost effective strategy for meeting environmental objectives?, *Energy Journal*, 1999.
- Nordhaus, W. D., How fast should we graze the global commons, *American Economic Review*, 72(2), 242–246, 1982.
- Wigley, T. M. L., R. Richels, et J. A. Edmonds, Economic and environmental choices in the stabilization of atmospheric CO₂ concentrations, *Nature*, 379(6562), 240–243, 1996.

Conclusion et perspectives

Arrivés au terme de cette thèse, nous voudrions revenir sur sa genèse, ses points essentiels, en signaler les limites, et rebondir sur les perspectives de recherches supplémentaires qu'elle offre néanmoins.

Qu'avons nous appris sur la pertinence de l'utilisation des politiques de séquestration ? Tout d'abord, nous avons vu que celles-ci sont entrées dans l'arène des négociations à cause de leur différentiel de coût supputé, et d'une méthode de calcul comptable permettant de valider la séquestration effectuée de manière "business as usual". Effectivement, à court terme (première période d'engagement), et à quota global fixé, l'utilisation de la séquestration (Art. 3.3, 3.4 et 12 du protocole de Kyoto) permet d'alléger substantiellement le fardeau des réductions fossiles. Mais l'intégration des puits de carbone au sein d'un système légalement contraignant d'encadrement des flux fossiles (Protocole de Kyoto) ne s'est pas fait sans difficultés diplomatiques (Chap. 2), et a résulté en un schéma incitatif souvent questionnable, en témoigne l'absence de toute incitation à maîtriser les fronts pionniers de déforestation, et le problème de la création des incitations économiques à développer l'utilisation du bois comme produit, alors que les forestiers pourraient être tentés de reporter vers l'aval le coût du débit carbone associé à la récolte, augmentant d'autant le prix des produits du bois.

Ensuite, en montrant que le carbone "biologique" est par essence différent du carbone fossile, et que les conséquences climatiques de la déforestation ne sont pas les mêmes, à émissions de carbone égales (Chap. 5) que celles des rejets fossiles, nous avons donné un argument supplémentaire à la conservation ou à la reconstitution de stocks de forêts, même si la conservation est à l'heure actuelle absente du schéma incitatif du protocole de Kyoto. Nous avons terminé la seconde partie de cette thèse en insistant sur l'importance, pour limiter les impératifs d'abattement fossile, de maîtriser les trajectoires d'usage des sols (Chap. 6).

Cependant, nous avons soulevé le paradoxe logique qui fait que la séquestration risque de n'être une option souhaitable que si, par ailleurs, l'effort d'abattement fossile est important, de façon à ce que les dommages climatiques soient maîtrisés, et que puisse s'effectuer un relarguage, seule possibilité pour éviter le coût d'opportunité de la sanctuarisation des terres sur le très long terme (Chap. 7). Ces conditions font que, dans un cadre balistique certain, où les coûts et les dommages du changement climatique sont parfaitement anticipés, la séquestration apparaît "sans grande surprise" principalement dans son acceptation "permanente", et en substitution partielle à un effort fossile, dans une mesure qui assure l'égalisation des dommages et des coûts incrémentaux d'abattement fossile et d'immobilisation des terres. Pour finir, nous avons porté l'étude coût-bénéfice dans un cadre de décision séquentielle sous incertitude, plus adapté au problème du changement climatique. Nous avons vu que lorsque se manifeste le risque de devoir procéder, dans le futur, à un ajustement important de l'effort fossile, l'utilisation

immédiate et à grande échelle de la séquestration était remise en cause. Il devient alors optimal de se réserver un potentiel économiquement réalisable de séquestration jusqu'à ce que l'on en sache plus sur les dommages, et afin que ce potentiel soit utilisé "au cas où", si l'urgence climatique le nécessitait, c'est à dire lorsque les impacts les plus sévères – et les coûts d'abattement fossile les plus élevés – pourraient apparaître.

Dans une phase préparatoire à ce travail de thèse, et en cohérence avec une ligne de pensée bien ancrée au CIRED¹⁷, nous avons soulevé l'intérêt de traiter du problème du cycle global du carbone et de sa séquestration, dans des modèles "intégrés" de type "compact" pouvant être facilement exploités dans des programmes de contrôle optimal. Le diagnostic était en effet établi [Lecocq, 2000] que ces modèles étaient très utiles pour guider l'intuition d'un *design* optimal des politiques climatiques et des instruments contraignants, explorer le rôle séparé de l'incertitude sur les cibles atmosphériques, de l'inertie environnementale et économique, ou pour comprendre l'importance, vu les incertitudes et les controverses, d'adopter un schéma de décision séquentielle plutôt qu'une approche balistique. Nous voulions simplement étudier les politiques de séquestration à l'intérieur de ces maquettes de pensée, sans nécessairement avoir besoin de développer un outil théorique plus élaboré, en restant donc dans le cadre "intégré" décrit au Chap. 1 de ce travail.

Cependant, nous nous sommes vite rendus compte, et cela avait déjà été souligné [Joos *et al.*, 1999b], que les représentations physiques adoptées dans ces modèles présentaient certains défauts et nécessitaient d'être revues, ou du moins, comprises, afin d'enrichir leurs résultats d'une analyse critique. Cette démarche "extrospective", dont nombre s'accordent à dire quelle est nécessaire [Ambrosi *et al.*, 2003], ne doit pas être vue comme résultant d'une vision "prétentieuse" de la science économique qui consisterait à commencer par voir les défauts hors des frontières de son propre champ, mais au contraire, comme un signe d'humilité, et la reconnaissance consciente que les principaux déterminants du problème climatique ne sont pas tous de son ressort. La vision de l'économie en tant que science "intégrative" – mission relativement noble – lui confère aussi de devoirs, et une exigence de rigueur accrue, puisque de ce fait elle a été placée proche de la décision. J'ai pu m'en rendre compte personnellement lors de la conférence de La Haye, et probablement ce sentiment a t'il été partagé par le seul "maître à bord" de mon laboratoire : les grands rendez-vous de négociations sont un lieu de rencontre privilégié des économistes de tous bords, et on n'y voit que

¹⁷Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement, CNRS – EHESS – ENGREF – ENPC, mon laboratoire d'accueil pour ce travail.

très peu de physiciens ou de climatologues. Ceux-ci effectuent leur travail en amont, alors que le calcul économique est volontiers présent lorsque sont mises concrètement sur la table des questions aussi importantes que l'équité dans les politiques climatiques, ou plus tangibles comme celles du prix du carbone dans la première période d'engagement.

Nous sommes donc partis, dans ce travail, de l'intuition selon laquelle un "bon" économiste doit donc savoir de quelle science sont constitués "ses" modèles intégrés, et c'est fort de cette conviction que nous avons commencé par effectuer un détour en frappant à la porte des physiciens, ce qui me réjouissait particulièrement, puisque je pouvais ainsi revenir à mes premiers amours. Paradoxalement, et nous ne nous y attendions peut-être pas, nous avons trouvé chez nos interlocuteurs un intérêt réciproque à la conception de "maquettes" de taille réduite, mais tentant d'être au mieux fidèles aux modèles extensifs qu'ils utilisaient. Le hasard a voulu qu'au même moment où je travaillais au LSCE¹⁸ avec Philippe Ciais à la réalisation du modèle "réduit" du cycle global du carbone et des changements d'affectation des terres présenté dans cette thèse (Partie II), mon collègue du CIRED et ami Philippe Ambrosi rendait visite à Hervé Le Treut et aux climatologues du LMD¹⁹, ce qui devait aboutir à la réalisation d'un "mini-GCM". L'intérêt de l'utilisation de tels modèles, pour les physiciens, résidait en leur rapidité de résolution, et donc leur abilité à explorer, par des séries de simulations, un peu de l'incertitude des modèles "complets", ou à préparer le choix toujours difficile du bon ensemble de simulations détaillées, en ayant une idée de leur situation dans l'échelle des possibles.

Cette démarche à t'elle abouti ? Le retour de l'enfant prodigue sera t'il profitable à la famille qu'il a, provisoirement, quitté ? Et réciproquement, en quoi a pu consister l'intérêt des physiciens de s'intéresser à un travail en apparence grossier, à l'heure où au contraire se fait ressentir le besoin légitime, pour être précis, d'adopter des échelles de modélisation de plus en plus fines ?

La réponse à la seconde question est plutôt affirmative, et le fait d'avoir pu fournir quelque résultat, même modeste, validable dans le champ des géosciences, alors que cela n'en constituait pas la mission première, est une des satisfactions, partagée avec nos amis physiciens, de ce travail. Des perspectives concrètes d'exploitation de l'outil constitué existent, par exemple en terme d'étude des politiques permettant la stabilisation du climat. En effet, après avoir calculé (Chap. 6), l'effort d'abatement exigé pour stabiliser les concentrations, nous pouvons nous poser la question qui en est en fait le corollaire, de l'évaluation de l'abilité de différentes politiques (séquestration biologique, séquestration géologique ou océanique, biocarburants, panel d'énergies) permettant de "combler le gap" afin de stabiliser le climat.

¹⁸Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, CEA – CNRS.

¹⁹Laboratoire de Météorologie Dynamique, CNRS – Université Paris VI.

Par exemple, même si nous n'en avons pas parlé dans cette thèse qui touche à la séquestration, l'utilisation de biocarburants est une option prometteuse, comme l'a prouvé la promptitude du Japon à signer un accord commercial avec le Brésil pour garantir son approvisionnement en alcool à moteurs. Aussi, une version d'OSCAR intégrant les cultures de biocarburants a été réalisée²⁰, et traitant explicitement les flux horizontaux de carbone, liés au fait que l'oxydation des biocarburants liquides aura probablement lieu, au moins pour partie, loin de leur lieu de production. Ce modèle n'a pas qu'un intérêt physique : le problème économique se pose de la répartition de la "récompense" (le crédit carbone) entre utilisateurs de biocarburants et pays producteurs, un problème identique à celui touchant le commerce des produits du bois (Chap. 3).

Par ailleurs, nous avons muni OSCAR d'un module de gestion forestière, afin de pouvoir rendre compte de différents formats de gestion. Un aperçu de ce travail nous a été livré (Chap. 3), mais sur des forêts génériques, mais nous ne sommes pas allés plus loin dans l'exploration des flux hébergés par les forêts "gérées" ou anthropisées de façon permanente, comme en témoigne la seconde partie de thèse, principalement basée sur l'étude des *changements* d'affectation des terres, et donc des écosystèmes anthropisés ayant subi, dans leur histoire "récente", une conversion. Pourtant, il se pourrait que l'évolution des stocks forestiers suite à une évolution des paramètres de gestion, soit en fait responsable d'une partie substantielle du bilan carbone historique, et puisse expliquer pour partie la difficulté de fermer le bilan du cycle du carbone sur cette période sans en tenir compte [Lloyd, 1999; Nabuurs et al., 1997; Houghton et al., 1999]. L'étude plus approfondie du bilan de masse des surfaces dont l'usage en forêt est stabilisé depuis longtemps, mais pouvant héberger ces flux nets significatifs en raison de leur gestion (ou de son arrêt), aura donc une application à comprendre le bilan historique du carbone, mais aussi à explorer le potentiel futur de séquestration dans les forêts et leurs filières.

Enfin, cette extension d'OSCAR à explorer les potentiels de mitigation pourra se compléter avec l'exploration des conséquences de la séquestration de carbone dans l'océan. Peuvent en effet être injectées dans OSCAR des représentation simplifiée des fonctions de transport spécifiques tirées de la réaction de modèles tridimensionnels à l'injection de CO₂ à différents endroits et à différentes profondeurs de l'océan, et d'évaluer ainsi les effets de long terme de cette option de stockage.

Au total, nous sommes donc plutôt confiant dans la capacité de la partie à composante plus "physique" notre travail à trouver des applications à l'avenir, et des perspectives de développement. La même conclusion plutôt optimiste peut-elle être renouvelée pour ce qui était notre objectif de dé-

²⁰Le code porté en annexe est afférent à cette version.

part, à savoir nourrir la discussion économique avec des outils de contrôle optimal “améliorés” ?

Le lecteur aura remarqué que le retour dans le champ économique au sein de même de la thèse (Partie III), ne s’est pas fait en exploitant totalement la structure de modélisation “physique” décrite précédemment. Certes, nous avons réalisé une version “contrôle optimal” d’OSCAR, que nous avons utilisé dans la première partie du Chap. 6, mais des contraintes de calendrier et des problèmes numériques sont survenus au moment de passer à son portage dans un cadre “stochastique” (comme au Chap. 9 de la thèse). Ces contraintes proviennent notamment du fait que, malgré sa grande compacité vis à vis des représentations des phénomènes physiques, OSCAR présente un degré de résolution spatiale et temporelle trop fine, et un nombre de commandes plus élevé, en regard de celui des modèles “compacts” de contrôle optimal que nous avons l’habitude de manipuler, et notamment la famille de modèles STARTS [Lecocq, 2000] et DIAM [Ha-Duong *et al.*, 1997].

Par exemple, STARTS et DIAM résolvent les commandes optimales par pas de temps de 5 ou 10 ans. Le choix d’un tel pas de temps était souhaitable pour maintenir les modèles tractables et leur garder une taille raisonnable, sans que cela soit gênant puisque cette résolution temporelle restait inférieure à l’échelle des temps caractéristique des phénomènes qu’ils étaient sensés capter (comme les temps de rotation du capital énergétique ou l’inertie de la réponse atmosphérique). Un modèle d’usage des sols à 5 ans de pas de temps est tout simplement irréaliste, puisque le temps caractéristique de renouvellement de la biomasse, par exemple dans des cultures ou des prairies, est de l’ordre de l’année. La question de la conception de modèles de contrôle optimal sur base annuelle ne serait pas gênante si par ailleurs, la volonté de traiter des usages des terres, même d’une manière aussi aggrégée que dans OSCAR avec 4 régions et 9 biomes, n’impliquait pas d’augmenter d’autant la dimension des commandes du modèle²¹. Du chemin reste à parcourir, et un effort de convergence d’échelle doit encore être réalisé : il ne serait pas raisonnable de traiter de façon aussi désagrégée l’usage des sols et la séquestration, sans faire au préalable un effort sur la représentation, très aggrégée, du secteur énergétique et du capital productif dans ces modèles. Nous mettons ceci au premier rang des travaux futurs, une tâche déjà partiellement entamée au CIRED [Hallegatte, submitted].

Cependant, ce détour par les sciences “dures” n’a pas été tout à fait inutile, puisqu’il nous a permis d’évaluer les ordres de grandeur et le caractère significatif ou non des différents phénomènes physiques candidats à être pris

²¹Nous avons vu que dans OSCAR elles étaient au nombre de 6 (transitions) $\times$ 12 (points de grille), soit 72, alors qu’auparavant il n’y avait au plus que deux commandes dans les maquettes STARTS ou DIAM : l’abattement fossile et, pour STARTS, le rapport consommation sur investissement. De plus, si l’on tient compte de l’incertitude, ces 72 commandes se retrouvent autant de fois qu’il y a d’états incertains.

en compte dans les modèles de contrôle optimal (Chap. 6). Ceci permet un travail plus serein.

Enfin, un débouché existe pour l'intégration de la représentation des usages des terres telle qu'elle ressort d'OSCAR, dans le cadre de modèles de simulation économique, et notamment le modèle d'équilibre général dynamique régionalisé IMACLIM-R, dont l'objectif est d'évaluer les trajectoires de développement contrastées sous contrainte climatique. Ces deux modèles ont été écrits dans le même langage de programmation, car leur couplage était prévu dès l'origine. Un module d'usage des terres est précieux pour l'étude des trajectoires économiques de certaines régions du monde, dans un contexte de politique climatique. Ces régions sont d'une part celles où la pression sur les terres est forte et implique des flux de carbone non négligeables, et donc une comptabilisation sur le marché du carbone, et d'autre part celles où existent au contraire des opportunités importantes d'utilisation des terres pour produire de l'énergie à partir de la biomasse agricole ou forestière. Par exemple, dans le cas du Brésil évoqué plus haut, l'exportation de biocarburants est un atout potentiel en terme d'allègement de la contrainte financière qui pèse sur son développement, très dépendant de l'apport de capitaux étrangers. L'étude des conséquences macro-économiques générales des politiques d'usages des terres ouvre donc un champ de recherche qui ne manquera pas de demander un effort conséquent.

Bibliographie

- Adams, D. M., R. J. Alig, J. M. Callaway, B. A. McCarl, et S. M. Winnett, The forest and agricultural sector optimization model (FASOM) : model structure and policy applications, *Document de travail PNW-RP-495*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1996.
- Adams, R. M., D. M. Adams, J. M. Callaway, C.-C. Chang, et B. A. McCarl, Sequestering carbon on agricultural land : social cost and impacts on timber markets, *Contemporary Policy Issues*, 11, 76–87, 1993.
- AIE, International carbon dioxide emissions from the consumption and flaring of fossil fuels (petroleum, natural gas, and coal) data, *Site internet AIE*, disponible à l'adresse [http ://www.eia.doe.gov/emeu/international/envIRONm.html](http://www.eia.doe.gov/emeu/international/envIRONm.html), 2003.
- Alcamo, J., E. Kreileman, M. Krol, R. Leemans, J. Bollen, J. van Minnen, M. Schaeffer, S. Toet, et B. de Vries, *Global change scenarios of the 21st century*, chap. Global modelling of environmental change : an overview of IMAGE 2.1, Appendix D : The terrestrial vegetation model, pp. 71–82, Pergamon, 1998.
- Ambrosi, P., et J.-C. Hourcade, Evaluer les dommages : une tâche impossible ?, *Rapport du Conseil d'Analyse Economique*, 2002.
- Ambrosi, P., J.-C. Hourcade, S. Hallegatte, F. Lecocq, P. Dumas, et M. HaDuong, Optimal control models and elicitation of attitudes towards climate damages, *Environmental Modeling and Assessment*, 8, 133–147, 2003.
- Annan, K., Allocution du Secrétaire Général de l'ONU au Sommet mondial pour le développement durable de Johannesburg, *Site internet des Nations-Unies*, disponible à l'adresse [http ://www.un.org/french/events/wssd/coverage/summaries/envdev13.htm](http://www.un.org/french/events/wssd/coverage/summaries/envdev13.htm), 2002.
- Antle, J. M., et S. Mooney, Economics and policy design for carbon sequestration in agriculture, *Document de travail*, Univ. Montana, disponible à l'adresse [http ://www.climate.montana.edu/pdf/rdp36.pdf](http://www.climate.montana.edu/pdf/rdp36.pdf), 2000.
- Arrhenius, On the influence of carbonic acid in the air upon the temperature of the ground, *Philosophical Magazine*, 41(237), 1896.
- Balesdent, J., et A. Mariotti, Measurement of soil organic matter turnover using ^{13}C natural abundances, *Mass spectrometry of soils*, Marcel Dekker Inc., New York, 1996.
- Balesdent, J., et S. Recous, Les temps de résidence du carbone et le potentiel de stockage de carbone dans quelques sols cultivés français, *Canadian Journal of Soil Science*, 77, 187–193, 1997.

- Barrett, D. J., Steady state turnover time of carbon in the Australian terrestrial biosphere, *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4), 1–19, 2002.
- Battle, M., M. L. Bender, P. P. Tans, J. W. White, J. T. Ellis, T. Conway, et R. J. Francey, Global carbon sinks and their variability inferred from atmospheric O₂ and $\delta^{13}\text{C}$, *Science*, 287, 2467–2470, 2000.
- Birdsey, R. A., Carbon storage for major forest types and regions in the conterminous united states, *Chapter 1 in Sampson, Neil and Hair (eds.) : Forests and Global Change Vol 2 : Forest management opportunities for mitigation carbon emissions*, 1996.
- Bolin, B., et H. Rodhe, A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs, *Tellus*, 25, 1973.
- Bolin, B., et R. Sukumar, Ch. 1 – global perspective, *IPCC Special Report : Land Use, Land Use Change and forestry*, pp. 1–28, edited by R. T. Watson, I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo and D. J. Dokken, 2000.
- Bollen, J., et al., The IMAGE 2.2 implementation of the SRES scenarios : a comprehensive analysis of emissions, climate change and impacts in the 21st century, CD ROM publication 481508018, RIVM, Bilthoven, The Netherlands, 2001.
- Bopp, L., P. Monfray, O. Aumont, J.-L. Dufresne, H. LeTreut, G. Madec, L. Terray, et J. C. Orr, Potential impact of climate change on marine export production, *Global Biogeochemical Cycles*, 15(1), 81–99, 2001.
- Bopp, L., L. Legendre, et P. Monfray, La pompe à carbone va-t-elle se gripper ?, *La Recherche*, (july-august), 48–51, 2002.
- Borjesson, P., et L. Gustavsson, Greenhouse gas balances in building construction : wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives, *Energy policy*, 28(9), 575–588, 2000.
- Bossy, A., L. Bouhot, C. Barthod, P. Delduc, et D. Péliissié, La forêt française et l'accroissement de l'effet de serre, *Revue Forestière Française*, 46(3), 201–221, 1994.
- Bousquet, P., P. Peylin, P. Ciais, C. L. Quéré, P. Friedlingstein, et P. P. Tans, Regional changes in carbon dioxide flux of land and oceans since 1980, *Science*, 290, 1342–1346, 2000.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice, et G. A. da Fonseca, Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity, *Science*, 291, 125–128, 2001.
- Bruno, M., et F. Joos, Terrestrial carbon storage during the past 200 years : a Monte-Carlo analysis of CO₂ data from ice core and atmospheric measurements, *Geoph. Res. Lett.*, 1997.
- Bush, G. W., Letter from the President to Senators Hagel, Helms, Craig, and Roberts, *Press release of the White House*, disponible à [http ://www.whitehouse.gov/news/releases/2001/03/20010314.html](http://www.whitehouse.gov/news/releases/2001/03/20010314.html), 2001.

- Caldeira, K., A. K. Jain, et M. J. Hoffert, Climate sensitivity uncertainty and the need for energy without CO₂ emission, *Science*, 299, 2052–2054, 2003.
- Cannell, M., Forests as carbon sinks mitigating the greenhouse effect, *Com. Forestry Review*, 1(75), 92–99, 1996.
- Cannell, M. G., Relative importance of increasing atmospheric CO₂, N deposition and temperature in promoting european forest growth, dans *Causes and consequences of accelerating tree growth in Europe*, édité par T. Karjalainen, H. Spiecker, et O. Laroussinie, EFI proceedings No. 27, 1999.
- Cao, M., et F. I. Woodward, Dynamic responses of terrestrial ecosystem carbon cycling to global climate change, *Nature*, 393, 1998.
- Carpentier, P., M. C. de Lara, et L. Doyen, Introduction à la décision séquentielle optimale, *Polycopié, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées*, 2002.
- Caspersen, J. P., S. W. Pacala, J. C. Jenkins, G. C. Hurtt, P. R. Moorcroft, et R. A. Birdsey, Contributions of land-use history to carbon accumulation in U.S. forests, *Science*, 290, 1148–1151, 2000.
- Chambers, J. Q., N. Higushi, E. S. Tribuzy, et S. E. Trumbore, Carbon sink for a century : intact rainforests have a long-term storage capacity, *Nature*, 410(6827), 429, 2001.
- Chassefière, E., Le système Terre, *Polycopié, Dept. de Physique, Ecole polytechnique*, 1997.
- Chomitz, K. M., Arguments for and against forest carbon : a rethorical and analytic guide, *Document de travail*, Development Research Group, Word Bank, 2000a.
- Chomitz, K. M., Evaluating carbon offsets from forestry and energy projects : how do they compare?, *Document de travail*, Development Research Group, Word Bank, 2000b.
- Ciais, P., P. Tans, M. Trolier, J. White, et R. Francey, A large northern hemisphere terrestrial CO₂ sink indicated by ¹³C/¹²C of atmospheric CO₂, *Science*, 269, 1098–1102, 1995a.
- Ciais, P., I. Janssens, A. Shvidenko, C. Wirth, Y. Malhi, J. Grace, E.-D. Schulze, et M. Heimann, The potential for rising CO₂ to account for the observed uptake of carbon by tropical, temperate and boreal forest biomes : New results from the CARBOEUROPE programme, in *“Carbon sinks in forest biomes”*, eds. H. Griffith Bios Publishing Group, 2004.
- Ciais, P., et al., Partitioning of ocean and land uptake of CO₂ as inferred by $\delta^{13}\text{C}$ measurements from the NOAA Climate Monitoring and Diagnostics Laboratory Global Air Sampling Network, *Journal of geophysical research*, 100(D3), 5051–5070, 1995b.
- Clark, P. U., N. G. Pisias, T. F. Stocker, et A. J. Weaver, The role of the thermohaline circulation in abrupt climate change, *Nature*, 415, 863–869, 2002.

- CNDB, Accord cadre bois-construction-environnement, *site internet Ministère de l'équipement*, disponible à l'adresse [http ://www.logement.equipement.gouv.fr/publi/accesbat/doc_pdf/chartebois.pdf](http://www.logement.equipement.gouv.fr/publi/accesbat/doc_pdf/chartebois.pdf), 2001.
- Cox, P. M., R. A. Betts, C. D. Jones, S. A. Spall, et I. J. Totterdell, Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model, *Nature*, 408, 184–187, 2000.
- Cramer, W. A., et al., Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change : results from six dynamic global vegetation models, *Global Change Biology*, 7, 357–373, 2001.
- d'Andréa Novel, B., et M. C. de Lara, Cours d'automatique – commande linéaire des systèmes dynamiques, *Les presses de l'Ecole des Mines de Paris*, 2000.
- DeLucia, E. H., et al., Net primary production of a forest ecosystem with experimental CO₂ enrichment, *Science*, 284, 1177–1179, 1999.
- Depledge, J., Guide du processus des changements climatiques, *Document de travail FCCC/00/1*, UNFCCC, 2000a.
- Depledge, J., Tracing the origins of the Kyoto Protocol : an Article by Article textual history., *Document de travail FCCC/TP/2002/2*, UNFCCC, 2000b.
- Detwiler, R. P., et C. A. S. Hall, Tropical forests and the global carbon cycle, *Science*, 239, 42–47, 1988.
- Dixon, R. K., S. Brown, R. A. Houghton, A. M. Solomon, M. C. Trexler, et J. Wisniewski, Carbon pools and flux of global forest ecosystems, *Science*, 263(5144), 185–190, 1994.
- Dron, D., Communication sur le thème : Evaluer les risques climatiques : enjeux pour la décision, enjeux pour la recherche, *Séminaire de l'IDDRI*, 12 nov 2003, 2003.
- Dudek, D. J., et A. Leblanc, Offsetting CO₂ emissions : a rational first greenhouse policy step, *Contemporary Policy issues*, 8, 1990.
- Dufresne, J.-L., P. Friedlingstein, L. Bopp, P. Ciais, L. Fairhead, H. LeTreut, et P. Monfray, Effects of climate change due to CO₂ increase on land and ocean carbon uptake, *Geophysical Research Letters*, 2001.
- Dumas, P., et M. Ha-Duong, Non linearity and uncertain climate impacts, dans *Challenges of a Changing Earth – Global Change Open Science Conference*, IGBP-IHCP-WCRP, Amsterdam, also presented at the EMF/IEW conference in Vienna, 15-18 June 2001, 2001.
- Dupouey, J.-L., G. Pignard, V. Badeau, A. Thimonier, J.-F. Dhôte, G. Nepveu, L. Bergés, L. Augusto, et C. Nys, Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises, *Compte-rendus de l'Académie d'Agriculture de France*, 85(6), 293–310, 1999.
- Durand, F., F. Halle, et N. Hulot, Forêts tropicales : C'est fichu, *Le Monde*, 18286, 1, 2003.

- Dutton, E. G., et J. R. Christy, Solar radiative forcing at selected locations and evidence for global lower tropospheric cooling the eruption of El Chichon and Pinatubo, *Geophysical Research Letters*, 19(23), 2313–2316, 1992.
- Dyson, F., Can we control the carbon dioxide in the atmosphere?, *Energy*, 2, 287–291, 1977.
- Eizenstat, S., Official talk delivered before US Senate foreign relations committee (february 11-98), *Site internet Iowa State University*, disponible à <http://www.iitap.iastate.edu/gcp/kyoto/protocol.html>, 1998.
- Enting, I. G., T. M. Wigley, et M. Heimann, Future emissions and concentrations of carbon dioxide : key ocean/atmosphere/land analyses, *Document de travail*, CSIRO, Div. Atmos. Res. Tech. Pap. 31, 1994.
- Fan, S., M. Gloor, J. Mahlman, S. Pacala, J. Sarmiento, T. Takahashi, et R. Tans, A large terrestrial carbon sink in North America implied by atmospheric and oceanic carbon dioxide data and models, *Science*, pp. 442–446, 1998.
- Fang, J., A. Chen, C. Peng, S. Zhao, et L. Ci, Changes in forest biomass carbon storage in china between 1949 and 1998, *Science*, 292, 2320–2322, 2001.
- FAO, Forests resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan, and New-Zealand. Main Report, *Ed. UN, New-York*, pp. 1–443, 2000.
- Feely, R. A., C. L. Sabine, R. M. Key, et T.-H. Peng, CO₂ survey synthetic results : Estimating the anthropogenic carbon dioxide sink in the Pacific Ocean, *U.S. Jgofs News*, 9(4), 1–4, 1999.
- Ferry, L., Le nouvel ordre écologique, *Grasset*, 1992.
- Field, C. B., et I. Y. Fung, The not so big US carbon sink, *Science*, 285(5427), 544, 2000.
- Forest, C. E., P. H. Stone, A. P. S. and Myles R. Allen, et M. D. Webster, Quantifying uncertainties in climate system properties with the use of recent climate observations, *Science*, 295, 113–117, 2002.
- Fourier, J., Remarques générales sur les températures du globe terrestre et des espaces planétaires, *Annales de chimie et de physique*, 27, 136–167, 1824.
- Francey, R. J., P. P. Tans, C. E. Allison, I. G. Enting, J. W. C. White, et M. Troler, Changes in oceanic and terrestrial carbon uptake since 1982, *Nature*, 373, 326–330, 1995.
- Friedlingstein, P., Modélisation du cycle du carbone biosphérique et étude du couplage biosphère-atmosphère, Thèse de Doctorat, Institut d'aéronomie spatiale de Belgique, 1995.
- Friedlingstein, P., I. Fung, E. Holland, J. John, G. Brasseur, D. Erickson, et D. Schimel, On the contribution of CO₂ fertilisation to the missing biospheric sink, *Global Biogeochemical cycles*, 9(4), 541–556, 1995.

- Friedlingstein, P., L. Bopp, P. Ciais, J.-L. Dufresne, L. Fairhead, H. LeTreut, P. Monfray, et J. Orr, Positive feedback between future climate change and the carbon cycle, *Geophysical Research Letters*, 28(8), 1543–1546, 2001.
- Friedlingstein, P., J. Dufresne, P. Cox, et P. Rayner, On the magnitude of positive feedback between climate change and the carbon cycle, *Geophysical Research Letters*, 29, 2002.
- Gherssi, F., et J. Hourcade, The economics of a lost deal : Kyoto - The Hague - Marrakesh, *The Energy Journal*, 23(3), 1–26, 2002.
- Gitz, V., et P. Ciais, Amplifying effects of land-use change on atmospheric CO₂ levels, *Global Biogeochemical Cycles*, 17(1), 1–15, 2003.
- Gitz, V., et P. Ciais, Conversion of forests to cropland and pasture act to amplify atmospheric CO₂ levels in response to fossil fuel and land-use change emissions, *Climatic Change*, in press, 2004.
- Goudriaan, J., et P. Ketner, A simulation study for the global carbon cycle including man's impact on the biosphere, *Climatic Change*, 6, 167–192, 1984.
- Goudriaan, J., J. J. R. Goot, et P. W. J. Uithol, Productivity of agro-ecosystems, *Terrestrial global productivity*, J. Roy and B. Saugier and H.A. Mooney (eds.), Academic Press, 2001.
- Grainger, A., Estimating areas of degraded tropical land requiring replenishment of forest cover, *International Tree Crops Journal*, 5, 31–61, 1988.
- Grinevald, J., De Carnot à Gaya, Histoire de l'effet de serre, *La Recherche*, 23(43), disponible à l'adresse <http://www.ens-lyon.fr/Planet-Terre/Infosciences/Climats/Rayonnement/Articles/histoireeffetdeserre.html>, 1992.
- Grinevald, J., Stephen H. Schneider : un itinéraire transdisciplinaire pour une vision écologique planétaire, *Conférence "Où va le climat"*, Université de Genève, disponible à l'adresse <http://www.unige.ch/sebes/textes/1995/95JGrinevald.html>, 1995.
- Guesnerie, R., The genealogy of modern theoretical public economics : From first best to second best, *European Economic Review*, 39, 353–381, 1995.
- Guesnerie, R., Le formalisme de la théorie économique l'éloigne-t-elle des sciences sociales ?, *Lettre du DELTA*, 1998.
- Guo, L. B., et R. M. Gifford, Soil carbon stocks and land use change : a meta analysis, *Global Change Biology*, 8, 345–360, 2002.
- Gurney, K. R., et al., Towards robust regional estimates of CO₂ sources and sinks using atmospheric transport models, *Nature*, 415, 626–630, 2002.
- Ha-Duong, M., Quasi-option value and climate policy choices, *Energy Economics*, 20, 599–620, 1998.
- Ha-Duong, M., M. J. Grubb, et J.-C. Hourcade, Influence of socioeconomic inertia and uncertainty on optimal CO₂-emission abatement, *Nature*, 390, 270–274, 1997.

- Hallegatte, S., Assessing the climate-economy feedback through characteristic times interplays, *Journal of Economic Dynamics and Control*, submitted.
- Harmon, M. E., S. Brown, et S. Gower, Consequences of tree mortality to the global carbon cycle, *Carbon cycling in boreal forests and sub-arctic ecosystems*, US environmental protection agency, 1993.
- Harrison, K. G., W. S. Broecker, et G. Bonani, The effect of changing land use on soil radiocarbon, *Science*, 262, 725–726, 1993.
- Hartman, R., The harvesting decision when a standing forest has a value, *Economic Inquiry*, 14, 52–58, 1976.
- Heath, L. S., et J. E. Smith, An assessment of uncertainty in forest carbon budget prediction, *Environmental science and policy*, 3, 73–82, 2000.
- Hoen, H. F., The faustmann rotation in the presence of a positive CO₂-price, *Proceedings of the biennial meeting of the scandinavian society of forest economics*, pp. 278–287, 1994.
- Holmgren, P., et R. Davis, On definitions of forest and forest change, *Document de travail*, FAO, 2000.
- Houghton, J., L. M. Filho, B. Lim, K. Treanton, I. Mamaty, Y. Bonkudi, D. Griggs, et B. Callanders, Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gases inventories, *Ed. Bracknell*, 1997.
- Houghton, R. A., Tropical deforestation and atmospheric carbon dioxide, *Climatic change*, 19(1-2), 99–118, 1991.
- Houghton, R. A., The worldwide extent of land-use change, *BioScience*, 44(5), 305–313, 1994.
- Houghton, R. A., The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990, *Tellus*, 50B, 298–313, 1999.
- Houghton, R. A., Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land-use and land management, *Tellus*, 55(2), 378–390, 2003.
- Houghton, R. A., et J. L. Hackler, Carbon flux to the atmosphere from land-use change 1850-1990, *Document de travail*, ORNL/CDIAC, disponible à l'adresse <http://cdiac.esd.ornl.gov/epubs/ndp/ndp050/ndp050.html>, 2001.
- Houghton, R. A., et J. L. Hackler, Carbon flux to the atmosphere from land-use change 1850-2000, *Document de travail*, ORNL/CDIAC, disponible à l'adresse <http://cdiac.esd.ornl.gov/trends/landuse/houghton/houghton.html>, 2003.
- Houghton, R. A., J. E. Hobbie, J. M. Mellillo, B. Moore, B. J. Peterson, B. J. Shaver, et G. R. Woodwell, Changes in the carbon content of terrestrial biota and soils between 1860 and 1980 : a net release of CO₂ to the atmosphere, *Ecological monographs*, 53, 235–262, 1983.

- Houghton, R. A., D. L. Skole, et D. S. Lefkowitz, Changes in the landscape of latin america between 1850 and 1985 : II. net release of CO₂ to the atmosphere, *Forest ecology and management*, 38, 173–199, 1991.
- Houghton, R. A., J. D. Unruh, et P. A. Lefebvre, Current land cover in the tropics and its potential for sequestering carbon, *Global Biogeochemical cycles*, 7(2), 305–320, 1993.
- Houghton, R. A., J. L. Hackler, et K. T. Lawrence, The U.S. carbon budget, contributions from land-use change, *Science*, 285, 574–578, 1999.
- Houghton, R. A., D. L. Skole, C. A. Nobre, J. L. Hackler, K. T. Lawrence, et W. H. Chomentowski, Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the brazilian amazon, *Nature*, 403, 301–304, 2000.
- Hourcade, J.-C., L'effet de serre : des bons et mauvais usages d'une provocation, *Etudes*, 3765, 635–645, disponible à [http ://www.centre-cired.fr/perso/hourcade/Nego_Climat_PDF/Etudes92.pdf](http://www.centre-cired.fr/perso/hourcade/Nego_Climat_PDF/Etudes92.pdf), 1992.
- Hourcade, J.-C., Analyse économique et gestion des risques climatiques, *Natures - Sciences - Sociétés*, 2(3), 202–211, 1994.
- Hourcade, J.-C., Dans le labyrinthe de verre : la négociation sur l'effet de serre, *Critique internationale*, 15, 2002.
- Hourcade, J.-C., et T. Chapuis, No-regret potentials and technical innovation, *Energy Policy*, 23(4/5), 433–445, 1995.
- Hourcade, J.-C., et P. Lepetit, L'avenir de kyoto dépend de l'Europe, *Alternatives économiques*, (mai), 46–49, 2003.
- House, J. I., I. C. Prentice, et C. L. Quere, Impacts of reforestation and deforestation on atmospheric CO₂, proceedings of the World CO₂ conference, SENDAI, 2001a.
- House, J. J., I. C. Prentice, M. Heimann, et R. A. Houghton, Uncertainties in the global terrestrial CO₂ sink, dans *Contributions of the MPI for Biogeochemistry to the 6th international CO₂-conference*, Sendai, Japan, 2001b.
- Huang, C.-H., et G. D. Kronrad, The cost of sequestering carbon on private forest lands, *Forest policy and economics*, 2, 133–142, 2001.
- Ineris, Prévention et réduction intégrées de la pollution (IPPC), *Document de référence sur les meilleures techniques disponibles dans les industries de fabrication du ciment et de la chaux*, disponible à l'adresse [http ://aida.ineris.fr/bref /ciment.htm](http://aida.ineris.fr/bref/ciment.htm), 2001.
- INPE, Monitoramento da floresta amazonica brasileira por satélite : projeto prodes, *site internet INPE*, disponible à l'adresse [http ://www.obt.inpe.br/prodes](http://www.obt.inpe.br/prodes), 2004.
- IPCC, IPCC second scientific assessment report of climate change, *Ed. James P. Bruce and Hoesung Lee and Erik F. Haites, Cambridge Univ. Press*, 1996.

- IPCC, Land-use, land-use change and forestry, edited By Robert T. Watson, Ian R. Noble, Bert Bolin, N. H. Ravindranath, David J. Verardo and David J. Dokken, 2000.
- IPCC, IPCC third scientific assessment report of climate change, *Ed. J.T. Houghton, Cambridge Univ. Press*, disponible à l'adresse http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/347.htm, 2001.
- Jones, P. D., D. E. Parker, T. J. Osborn, et K. R. Briffa, Global and hemispheric temperature anomalies – land and marine instrumental records, *In Trends : A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*, 2001.
- Joos, F., The atmospheric CO₂ perturbation, *Europhysics news*, 2001.
- Joos, F., Pages internet personnelles, www.climate.unibe.ch/~joos, 2002.
- Joos, F., et M. Bruno, Pulse response functions are cost-efficient tools to model the link between carbon emissions, atmospheric CO₂ and global warming, *Physics and chemistry of the earth*, 1997.
- Joos, F., et M. Bruno, Long-term variability of the terrestrial and oceanic carbon sinks and the budgets of the carbon isotopes ¹³C and ¹⁴C, *Global Biogeochemical Cycles*, 1998.
- Joos, F., M. Bruno, R. Fink, U. Siegenthaler, T. F. Stocker, C. L. Quere, et J. L. Sarmiento, An efficient and accurate representation of complex oceanic and biospheric models of anthropogenic carbon uptake, *Tellus*, 48B, 397–417, 1996.
- Joos, F., R. Meyer, M. Bruno, et M. Leuenberger, The variability in the carbon sinks as reconstructed for the last 1000 years, *Geophysical Research Letters*, 26, 1437–1441, 1999a.
- Joos, F., G. Muller-Furstengerger, et G. Stephan, Correcting the carbon cycle representation : How is it important for the economics of climate change?, *Environmental modeling and assessment*, 4, 133–140, 1999b.
- Joos, F., C. Prentice, S. Sitch, G. Hooss, G.-K. Plattner, S. Gerber, et K. Hasselmann, Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the IPCC emissions scenarios, *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4), 891–907, 2001.
- Joos, F., C. Prentice, et J. House, Growth enhancement due to global atmospheric change as predicted by terrestrial ecosystem models : consistent with us forest inventory data, *Global Change Biology*, 8, 299–303, 2002.
- Keeling, C., et T. Whorf, Atmospheric CO₂ records from sites in the SIO air sampling network., *In Trends : A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*, 2003.
- Keeling, R. F., C. S. Piper, et M. Heimann, Global and hemispheric CO₂ sinks deduced from changes in atmospheric O₂ concentration, *Nature*, 381, 218–221, 1996.

- Kicklighter, D. W., et al., A first-order analysis of the potential role of CO₂ fertilization to affect the global carbon budget : a comparison of four terrestrial biosphere models, *Tellus*, 51B, 343–366, 1999.
- Kiehl, et Trenberth, Earths annual global mean energy budget, *Bull. Am. Met. Soc.*, 78, 197–208, 1997.
- Kirschbaum, M. U., Can trees buy time? An assessment of the role of vegetation sinks as part of the global carbon cycle, *Climatic Change*, 58, 47–71, 2003.
- Kirschbaum, M. U., B. Schlamadinger, M. G. Cannell, T. Karjalainen, W. A. Kurz, S. Prisley, E. D. Schulze, et T. P. Singh, An alternative procedure of accounting for land-use change and forestry activities under the Kyoto Protocol, *Technical report no. 131*, CSIRO, 2000.
- Kooten, G. C. V., C. S. Binkley, et G. Delcourt, Effect of carbon taxes and subsidies on optimal forest rotation age and supply of carbon services, *Am. J. Agr. Econ.*, pp. 365–374, 1995.
- Kremen, C., J. O. Niles, M. G. Dalton, G. C. Daily, P. R. Ehrlich, J. P. Fay, D. Drewal, et R. P. Guillery, Economic incentives for rain forest conservation across scales, *Science*, 288, 1828–1832, 2000.
- Kummer, D. M., et B. L. Turner, The human causes of deforestation in southeast Asia, *BioScience*, 44(5), 323–328, 1984.
- Lam, S. H., Predicting the future of atmospheric CO₂, *Document de travail*, Princeton university, disponible à l'adresse <http://www.princeton.edu/~lam>, 1998.
- Lave, L., Formulating greenhouse policies in a sea of uncertainties, *Energy Journal*, 12(1), 9–21, 1992.
- Lecocq, F., Distribution spatiale et temporelle des coûts de politiques publiques sous incertitudes : Théorie et pratique dans le cas de l'effet de serre, Thèse de Doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, 2000.
- Lecocq, F., et K. Chomitz, Optimal use of sequestration in a global climate mitigation strategy : is there a wooden bridge to a clean energy future?, dans *International Energy Workshop IEA/IIASA/EMF*, pp. 1–27, IIASA, Laxenburg, 2001.
- Lecocq, F., et J.-C. Hourcade, Incertitudes, irréversibilités et actualisation dans les calculs économiques sur l'effet de serre, *Kyoto et l'Economie de l'effet de serre, rapport du CAE*, pp. 177–197, 2001.
- Leemans, R., B. Eikhout, B. Strengers, L. Bouwman, et M. Schaeffer, The consequences of uncertainties in land-use, climate, and vegetation response on the terrestrial carbon, *Science in China, Series C*, 45 supp., 2002.
- Lloyd, J., Current perspectives on the terrestrial carbon cycle, *Tellus*, 51B, 336–342, 1999.
- Lorius, C., J. Jouzel, D. Raynaud, J. Hansen, et H. LeTreut, The ice core record : climate sensitivity and future greenhouse warming, *Nature*, 347, 139–145, 1990.

- Makundi, W. R., et J. A. Sathaye, Ghg mitigation potential and cost in tropical forestry? relative role for agroforestry, *Environment, Development and Sustainability*, 6(1), 235–260, 2004.
- Malhi, Y., et J. Grace, Tropical forests and atmospheric carbon dioxide, *Trends in ecology and evolution*, 15(8), 332–347, 2000.
- Manne, A., et R. Richels, The Kyoto Protocol : a cost effective strategy for meeting environmental objectives?, *Energy Journal*, 1999.
- Manne, L., Changes in soil carbon storage after cultivation, *Soil Science*, 142(5), 279–288, 1986.
- Marland, G., et S. Marland, Should we store carbon in trees?, *Water, air and soil pollution*, 64, 181–195, 1992.
- Marland, G., B. McCarl, et U. Schneider, Soil carbon : policy and economics, *Document de travail*, ORNL, 1999.
- Marland, G., T. Boden, et R. J. Andres, Global, Regional, and National fossil fuel CO₂ emissions, In *Trends : A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*, 2002.
- McCarl, B., et U. Schneider, Us. agriculture role in a greenhouse gas emission mitigation world : an economic perspective, *Review of Agricultural economics*, 22(1), 134–159, 2000.
- McCarl, B., B. Murray, et U. Schneider, Jointly estimating carbon sequestration supply from forests and agriculture, *Document de travail*, Western Economics Ass. Meetings, 2001.
- McCarl, B. A., Carbon sequestration via tree planting on agricultural lands : an economic study of costs and policy design alternatives, *Working paper, Texas Univ.*, presented et EMF, Snowmass (CO), 1998, 1998.
- McCarl, B. A., et U. A. Schneider, Greenhouse gas mitigation in u.s. agriculture and forestry, *Science*, 294, 2481–2482, 2001.
- McGuire, et al., Carbon balance of the terrestrial biosphere in the twentieth century : Analyses of CO₂, climate and land-use effects with four process-based ecosystem models, *Global Biogeochemical Cycles*, 15(1), 183–206, 2001.
- McKane, R. B., E. B. Rastetter, J. M. Melillo, G. R. Shaver, C. S. Hopkins, , et D. N. Fernandes, Effects of global change on carbon storage in tropical forests of south america, *Global Biogeochemical Cycles*, 9(3), 329–350, 1995.
- McKibben, B., The end of nature, *Ed. Randomhouse*, 1989.
- Melillo, J. M., J. R. Fruci, et R. A. Houghton, Land-use change in the Soviet Union between 1850 an 1980 : causes of a net release of CO₂ to the atmosphere, *Tellus*, 40B, 116–128, 1988.

- Meyer, R., F. Joos, G. Esser, M. Heimann, G. Hooss, G. Kohlmaier, W. Sauf, R. Woos, et U. Wittenberg, The substitution of high-resolution terrestrial biosphere models and carbon sequestration in response to changing CO₂ and climate, *Global Biochemical Cycles*, 1999.
- Moore, B., et B. H. Braswell, The lifetime of excess carbon dioxide, *Global biogeochemical cycles*, 8(1), 23–38, 1994.
- Moulton, R. J., et K. B. Richards, Costs of sequestering carbon through tree planting and forest management in the U.S., *Document de travail General Technical Report WO-58*, U.S.D.A. Forest service, Washington D.C., 1990.
- Murray, B. C., Carbon values, reforestation, and perverse incentives under the Kyoto Protocol : an empirical analysis, *Mitigation and Adaptation strategies for global change*, 5, 271–295, 2000.
- Myeni, R. B., J. Dong, C. Tucker, R. K. Kaufmann, P. E. Kauppi, J. Liski, L. Zhou, V. Alexeyev, et M. K. Hughes, A large carbon sink in the woody biomass of northern forests, *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 98(26), 14,784–14,789, 2001.
- Nabuurs, G. J., et R. Sikkema, International trade in wood products : its role in the land use change and forestry carbon cycle, *Climatic Change*, 49, 377–395, 2001.
- Nabuurs, G. J., R. Paivinen, R. Sikkema, et G. M. Mohren, The role of european forests in the global carbon cycle : a review, *Biomass and bioenergy*, 13(6), 345–358, 1997.
- Nakicenovic, N., et R. Swart, *IPCC Special Report on Emissions Scenarios*, chap. 4 : an overview of scenarios, Cambridge Univ. press., New-York, 2001.
- Neftel, A., H. Friedli, E. Moor, H. L. Botscher, H. Oeschger, U. Siegenthaler, , et B. Stauffer, Historical CO₂ record from the Siple Station ice core, In *Trends : A Compendium of Data on Global Change. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.*, 1994.
- Noble, I., et R. J. Scholes, Sinks and the Kyoto Protocol, *Climate policy*, 1(1), 5–25, 2001.
- Noble, I., M. Apps, R. Houghton, D. Lashof, W. Makundi, D. Murdiyarso, B. Murray, W. Sombroek, et R. Valentini, Ch. 2 – implication of different definitions and generic issues, *IPCC Special Report : Land Use, Land Use Change and forestry*, pp. 53–126, edited by R. T. Watson, I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo and D. J. Dokken, 2000.
- Nordhaus, W. D., Economic growth and climate : the carbon dioxide problem, *American Economic Review*, 67(1), 341–346, 1977.
- Nordhaus, W. D., How fast should we graze the global commons, *American Economic Review*, 72(2), 242–246, 1982.
- Nordhaus, W. D., *Managing the global commons : the economics of climate change*, The MIT Press, Cambridge, Mass., 1994.

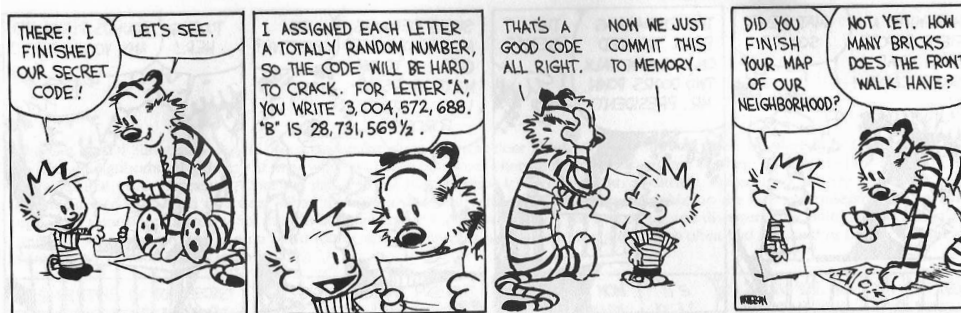
- Parks, P. J., et I. W. Hardie, Least-cost forest carbon reserves : cost-effective subsidies to convert marginal agricultural land to forests, *Land economics*, 71(1), 1995.
- Petit, J., et al., Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica., *Nature*, 399(6734), 429–436, 1999.
- Petschel-Held, G., H.-J. Schnellhuber, T. Bruckner, F. L. Toth, et K. Hasselmann, The tolerable window approach : theoretical and methodological foundations, *Climatic Change*, 41, 303–331, 1999.
- Pingoud, K., Harvested wood products : considerations on issues related to estimation, reporting and accounting of greenhouse gases., *Final report delivered to the UNFCCC secretariat*, 2003.
- Plantinga, A. J., T. Mauldin, et D. Miller, An econometric analysis of the costs of sequestering carbon in forests, *American Journal of Agricultural economics*, 81, 812–824, 1999.
- Prentice, I. C., *IPCC third scientific assessment report of climate change*, chap. The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide, pp. 183–237, Cambridge Univ. press, New York, 2001.
- Rakonczay, Z., Biome-specific forest definitions, *Document de travail FCCC/TP/2002/1*, UNFCCC, 2002.
- Revelle, R., et H. Suess, Carbon dioxide exchange between atmosphere and ocean and the question of an increase of atmospheric CO₂ during the past decades, *Tellus*, 9(18-27), 1957.
- Richards, K. R., et C. Stokes, A review of forest carbon sequestration cost studies : a dozen years of research, *Document de travail*, Indiana university, 2002.
- Richards, K. R., R. J. Moulton, et R. A. Birdsey, Costs of creating carbon sinks in the us, *Energy Convers. Mgmt.*, 34(9-11), 905–912, 1993.
- Romero, C., V. Ros, et L. Daz-Balteiro, Optimal forest rotation age when carbon capture is considered : theory and applications, *Journal of the operational research society*, 49, 121–131, 1998.
- Sampson, N., et R. J. Scholes, Ch. 4 – additionnal human-induced activities – Article 3.4, *IPCC Special Report : Land Use, Land Use Change and forestry*, pp. 181–281, edited by R. T. Watson, I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo and D. J. Dokken, 2000.
- Sampson, R., M. Apps, S. Brown, C. Cole, J. Downing, L. Heath, L. O. ans D. Smith, T. Solomon, et J. Wisniewski, Workshop summary statement – terrestrial biospheric carbon fluxes – quantification of sinks and sources of CO₂, *Water, air and soil pollution*, 1, 3–15, 1993.
- Sathaye, J., W. Makundi, et K. Andrasko, International sequestration analysis : forestry mitigation carbon potential and costs in seven tropical countries, and potential for global estimation, *Document de travail*, EMF 21, multi-gas Mitigation workshop, 9-10 may 2002, University of Maryland, 2002.

- Schelhaas, M. J., et G. J. Nabuurs, Spatial distribution of regional whole tree carbon stocks and fluxes of forests in Europe, *Document de travail*, Alterra, Alterra report No. 300, 2001.
- Schimel, D., D. Alves, I. Enting, M. Heimann, F. Joos, D. Raynaud, et T. Wigley, *Climate Change 1995 : The science of climate change, contribution of WGI to the second assessment report of the IPCC*, chap. 2.1 : CO₂ and the global carbon cycle, pp. 76–86, Cambridge Univ. press, New-York, 1996.
- Schimel, D. S., The carbon equation, *Nature*, 393, 208–209, 1998.
- Schlamadinger, B., et G. Marland, Land-use and the global climate change, *Document de travail*, Pew center on global climate change, 2000.
- Schlesinger, J., Energy and geopolitics in the 21st century, *Communication à la Conférence mondiale de l'énergie, 14e Congrès, Montréal*, disponible à l'adresse [http ://www.centre-cired.fr/perso/hourcade/Materiaux_appui_cours/Historique_EED/doc2_schlesinger.PDF](http://www.centre-cired.fr/perso/hourcade/Materiaux_appui_cours/Historique_EED/doc2_schlesinger.PDF), 1989.
- Schulze, E.-D., C. Wirth, et M. Heimann, Managing forests after Kyoto, *Science*, 289(5487), 2058–2059, 2000.
- Schulze, E. D., R. Valentini, et M. J. Sanz, The long way from Kyoto to Marrakesh : Implications of the Kyoto Protocol negotiations for global ecology, *Global Change Biology*, 8, 505–518, 2002.
- Schulze, E.-D., D. Mollicone, F. Achard, G. Matteucci, S. Federici, H. D. Eva, et R. Valentini, Making deforestation pay under the Kyoto Protocol?, *Science*, 299, 1669, 2003.
- Serres, M., Pollution, atmosphère et climat, *Colloque de Lassay, Paris 1989, Ed. Larousse*, pp. 50–61, 1989.
- Shabecoff, P., Global warming has begun, expert tells Senate, *The New York Times*, 24 June 1988, 1, 1988.
- Skog, K., et G. Nicholson, Carbon sequestration in wood and paper products, *Document de travail RMSG-GTR-59*, USDA Forest Service, 2000.
- Skole, D., et C. Tucker, Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon : satellite data from 1978 to 1988, *Science*, 260, 1905–1910, 1993.
- Sohngen, B., et R. Sedjo, Potential carbon flux from timber harvests and management in the context of a global timber market, *Climatic Change*, 2000.
- Soussana, J.-F., Séquestration de carbone dans les sols agricoles français, *Document de travail*, INRA, expertise collective, 2002.
- Stavins, R. N., The costs of carbon sequestration : a revealed-preference approach, *American Economic Review*, 89(4), 1999.
- Svirezhev, Y., V. Broklin, W. von Bloch, H. J. Schellnhuber, et G. Petschel-Held, Optimisation of reduction of global CO₂ emission based on a simple model of the carbon cycle, *Environmental modeling and assessment*, 4, 23–33, 1999.

- Tans, P., J. Berry, et R. Keeling, Oceanic $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ observations, a new window on ocean CO_2 uptake, *Global Biogeochemical Cycles*, 7(2), 353–368, 1993.
- Terreaux, J. P., Impacts de différents impôts et subventions sur la gestion optimale des forêts en univers non aléatoire, *Ann. Sci. For.*, 46, 397–410, 1989.
- Thompson, M. V., J. T. Randerson, C. M. Malmstrom, et C. B. Field, Change in net primary production and heterotrophic respiration : how much is necessary to sustain the terrestrial carbon sink ?, *Global Biogeochemical Cycles*, 10(4), 771–726, 1996.
- Trumbore, S. E., E. A. Davidson, P. B. de Camargo, D. C. Nepstad, et L. A. Martinelli, Belowground cycling of carbon in forests and pastures of Eastern Amazonia, *Global Biogeochemical Cycles*, 9(4), 515–528, 1995.
- UNFCCC, Convention cadre sur le changement climatique, *site internet UNFCCC*, disp. à l'adresse <http://unfccc.int>, 1992.
- UNFCCC, Protocole de Kyoto à la convention cadre des nations unies sur le changement climatique, *site internet UNFCCC*, disponible à l'adresse <http://unfccc.int/resource/convkp.html>, 1997a.
- UNFCCC, Comments from parties, *Response from Parties on Issues related to sinks*, FCCC/AGBM/1997/MISC.4, 1997b.
- UNFCCC, Comments from parties - addendum 1, *Response from Parties on Issues related to sinks*, FCCC/AGBM/1997/MISC.4/add1, 1997c.
- UNFCCC, Comments from parties - addendum 2, *Response from Parties on Issues related to sinks*, FCCC/AGBM/1997/MISC.4/add2, 1997d.
- UNFCCC, Comments from parties, *Compilation of responses from Parties on Issues related to sinks*, FCCC/AGBM/1997/INF.2, 1997e.
- UNFCCC, Compilation of country-specific data and information as submitted by parties, methodological issues, land use, land-use change and forestry, *Document de travail FCCC/SBSTA/2000/9/Add.1*, UNFCCC, disp. à l'adresse <http://unfccc.int/resource/docs/2000/sbsta/09a1.htm>, 2000.
- UNFCCC, Projet de décision -/cp.6 proposé par les coprésidents du groupe de négociation, préparatifs en vue de la première session de la conférence des parties agissant comme réunion des parties au Protocole de Kyoto, questions relatives à l'utilisation des terres, au changement d'utilisation des terres, et à la foresterie, *Document de travail FCCC/CP/2001/L.11/Rev.1*, UNFCCC, disponible à l'adresse <http://unfccc.int/resource/docs/french/cop6secpart/cp65l11r01f.pdf>, 2001a.
- UNFCCC, Decision 11/cp.7 land-use, land-use change and forestry, report of cop-7, Marrakech, *Document de travail FCCC/CP/2001/13/Add.1*, UNFCCC, disp. à l'adresse <http://unfccc.int/sessions/workshop/070402/11cp7.pdf>, 2001b.

- UNFCCC, Decision 17/cp.7, modalities and procedures for a clean development mechanism as defined in Article 12 of the Kyoto Protocol, report of cop-7, Marrakech, *Document de travail FCCC/CP/2001/13/Add.2*, UNFCCC, disponible à l'adresse <http://unfccc.int/sessions/workshop/070402/17cp7.pdf>, 2001c.
- UNFCCC, Land-use, land-use change and forestry : definitions and modalities for including afforestation and reforestation activities under the Article 12 of the Kyoto Protocol., *Methodological Issues*, disponible à l'adresse <http://unfccc.int/sessions/workshop/070402/lulucfsub.pdf>, 2002.
- UNFCCC, Estimation, reporting, and accounting of harvested wood products, *Technical Paper UNFCCC*, disponible à l'adresse <http://unfccc.int/resource/docs/tp/tp0307.pdf>, 2003.
- van Kooten, G. C., R. A. Sedjo, et E. H. Bulte, Yearbook of environmental and resource economics, 5 : *Tropical deforestation : issues and policies*, 2000.
- Waterson, B., The Calvin and Hobbes tenth anniversary book, *Ed. Time Warner Paperback*, 1995.
- Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo, et D. J. Dokken (Eds.), *IPCC Special Report : Land Use, Land Use Change and forestry*, Cambridge University Press, 2000.
- WBGU, The Accounting of Biological Sources and Sinks Under the Kyoto Protocol. Special Report of the German Advisory Council on Global Change, disponible à www.avi-bremerhaven.de/WBGU/wbgu_sn1998-engl.html, 1998.
- West, T., M. Post, J. Amthor, et G. Marland, National carbon sequestration assessment, *Document de travail*, Oak Ridge National Lab., 2000.
- Wigley, T. M., Balancing the carbon budget. implications for projections of future carbon dioxide concentrations changes, *Tellus*, 45H, 409–425, 1993.
- Wigley, T. M. L., Implications of recent CO₂ emission-limitation proposals for stabilization of atmospheric CO₂ concentrations, *Nature*, 390, 267–270, 1997.
- Wigley, T. M. L., R. Richels, et J. A. Edmonds, Economic and environmental choices in the stabilization of atmospheric CO₂ concentrations, *Nature*, 379(6562), 240–243, 1996.
- Winjum, J., S. Brown, et B. Schlamadinger, Forest harvests and wood products : sources and sinks of atmospheric carbon dioxide, *Forest Science*, 44(2), 272–284, 1998.
- Zittel, W., et M. Treber, Analysis of bp statistical review of world energy with respect to CO₂ emissions, *LBST working paper*, disponible à <http://www.germanwatch.org/rio/apbpst03.htm>, 2003.

Annexe A : code Scilab du modèle OSCAR



[Bill Waterson, 1995]

```

////////////////////////////////////
//
// GLOBAL LAND-USE AND CARBON-CYCLE MODEL
// LUCY - land-use and carbon cycle integrated model
//
// $Id: lucy-1-file-thesis.sce,v 1.1 2004/01/11 22:54:47 gitz Exp gitz $
//
// version with terrestrial biosphere, land-use, ocean all interactive
//      land use change commands
// between forest-agriculture-grasslands biomes
//
// (c) 2001-2003, Vincent Gitz
//
////////////////////////////////////

// land-use area change data prescribed as in [Houghton and Hackler, 2001]
// oceanic carbon cycle as in [Joos et al., 1996]

clear;
timer();
lines(0); // disables stops in scilab standart output
stacksize(10000000);
SCIDIR = pwd(); // gets scilab current working directory
PLOTDIR = SCIDIR + '/gnuplot-files';
// directory where .plt files are stored
MODEL = 'lucy-ext-2.0'; // identifies model

ind_final = 400;
// (*) index of final period between 291 (1990) and 400 (2100)
ind_hist = 291;
// index of last historical period (1990)

// choosing strucutre of output data ('liste or 'mat')
structure = 'mat';
exec('id-simul.sce') // identifies simulation
exec('utils.sce') // loads utility functions
exec('pop-up-data.sce') // definition of some parameters by user
exec('terrestrial-data.sce') // loads terr. cycle data (from CASA-SLAVE)
exec('terrestrial-func.sce') // loads terrestrial cycle and luc functions
exec('ocean-bern.sce') // loads ocean cycle data and functions
exec('terrestrial-init.sce') // initialization run for terr. biosphere
exec('baseline-fossil.sce') // sets baseline (E1) fossil fuel scenario
exec('baseline-luc.sce') // sets baseline (E1) land-use change scenario

// -----
// Loading specific land-use profile
// -----
// no modification of baseline :
// past data = Houghton, future data= IMAGE 2.2
for x2y = ['f2f','f2a','f2g','a2f','a2g','g2f','g2a']
execstr(x2y+'_mult = ones(4,3,ind_final)');
end;

// -----
// E1 run
// -----
numero = 1;
exp_lab = 'e1'; // (*) name of all output files, example: Ban.e1.out
exec('init.sce') // initialization of bookkeeping and E1 scenario
exec('simul-E1.sce') // run simulation for E1 (standart)
exec('post-bk-generic.sce') // post book-keeping computation of variables

```

```

exec('write-generic.sce') // writes output data into ASCII files

// -----
// E2 run
// -----
numero = 2;
exp_lab = 'e2'; // (*) name of all output files, example: Ban.e1.out
exec('init.sce') // initialization of E2 scenario and book-keeping
exec('simul-E2.sce') // run simulation for E2 (standart)
exec('post-bk-generic.sce') // post book-keeping computation of variables
exec('write-generic.sce') // writes output data into ASCII files

// -----
// E3 run
// -----
numero = 3;
exp_lab = 'e3'; // (*) name of all output files, example: Ban.e1.out
exec('init.sce') // initialization of E3 scenario and book-keeping
exec('simul-E3.sce') // run simulation for E3 (standart)
exec('post-bk-generic.sce') // post book-keeping computation of variables
exec('write-generic.sce') // writes output data into ASCII files
exec('plot-generic.sce') // and creates gnuplot graphics

save(SPECIALDIR+'all.res'); // saving all variables in scilab binary file

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
// SIMULATION IDENTIFICATION
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
// a graphical interface for choosing data directory (for output)
// DATADIR is a the unique general directory of the system
// into which the user want to put the special
// output subdirectories of the model, example:
// DATADIR = '/cired/janus/localhome/gitz/carbon-cycle/output-data/'
desc = 'please choose data directory';
label = ['path:'];
typ = list('str',-1);
ini = ['/cired/janus/localhome/gitz/carbon-cycle/output-data'];
[ok,DATADIR] = getvalue(desc,label,typ,ini);
if ok == %f, abort; end;

// creates special subdirectory for the model
// that will contain subdirectories for
// different runs (output) of the same model example:
// OUTDIR = '/cired/janus/localhome/gitz/carbon-cycle/
//          output-data/lucy-ext-2.0-out/'
OUTDIR = DATADIR+''+MODEL+'-out';

// tests if an output directory exist,
// if not creates the general output directory
rep = unix_g('test -d '+ OUTDIR+'; echo $?');
if rep == '1',
    unix('mkdir '+OUTDIR);
    unix('cp '+SCIDIR+'LUCh_reg.dat '+ OUTDIR);
    unix('cp '+SCIDIR+'houghtoncomp.final.dat '+ OUTDIR);
    unix('cp '+SCIDIR+'co2hist.in '+ OUTDIR);
end;

// scenario choice
desc = 'please choose IPCC scenario';
label = ['scenario:'];
typ = list('str',-1);
ini = ['A2'];

```

```

[ok,scen] = getvalue(desc,label,typ,ini);
if ok == %f, abort; end;

// a graphical interface for naming runs and choosing parameters
desc = 'please choose the name of your run';
label = ['name:'];
typ = list('str',-1);
ini = ['lucy-' + date()];
[ok,name] = getvalue(desc,label,typ,ini);
if ok == %f, abort; end;

// tests if output subdirectory name is ok,
// if name already token then repeat or abort (cancel)
rep = '0';
while rep == '0',
rep = unix_g('test -d ' + OUTDIR + '/' + name + '; echo $?');
if rep == '0',
desc = 'simulation name' + ini...
      + 'already exists, please choose another name';
label = ['name:'];
typ = list('str',-1);
[ok,name] = getvalue(desc,label,typ,ini);
if ok == %f, abort; end;
end;
end;

// defines and creates the special directory for this particular run
SPECIALDIR = OUTDIR + '/' + name;
unix('mkdir ' + SPECIALDIR);

//-----
//  DEFINITION OF UTILITARY FUNCTIONS
//-----
// a "histogram" function : transforms a matrix A of dimension k,n
// into a matrix B of dimension k,n*p,
// with line by line p-repetition of elements of A
function [B] = histogram(A,p)
B = [];
s = size(A);
s1 = s(1);
s2 = s(2);
for j = 1:s2
B = [B,A(:,j)*ones(1,p)];
end;
endfunction;

// a linear interpolation function:
// transforms a column vector A of dimension n
// into a vector B of dimension (n-1)*p+1,
// whose coordinates are linearly interpolated from A.
// at intervals (distance between each absciss) of B
// being 1/p times the interval of A.
function [B] = interpol_lin(A,p)
s = size(A);
s1 = s(1);
tmp = A(1);
t = 1;
for i = 1:p-1
tmp = [tmp;A(t)+(A(t+1)-A(t))/p*i];
end;
for t = 2:s1-1
for i = 0:p-1

```

```

tmp = [tmp;A(t)+(A(t+1)-A(t))/p*i];
end;
end;
B = [tmp;A(s1)];
endfunction;

// a discretization function:
// takes as argument a one variable function g and returns a vector
// y = fun2vec(g,x0,p,s) of size s, y = [f(x0), f(x0+p), f(x0+2p), ...]
function [y] = fun2vec(g,x0,q,s)
tmp = g(x0);
i = 1;
while max(size(tmp))<s
    tmp = [tmp;g(x0+i*q)];
    i = i+1;
end;
y = tmp;
endfunction;

// a function to extend the scilab intg function
// for vectorial entries (column vectors)
// intg_vect(a,b,h) gives the integrals(i) of function h
// between a(i) and b(i)
// a and b column vectors of the same size
function [y] = intg_vect(a,b,h)
s = size(a)
tmp = intg(a(1),b(1),h);
for i = 2:s(1)
    tmp = [tmp;intg(a(i),b(i),h)];
end;
y = tmp;
endfunction;

// a discretization function which conserves the average:
// fun2moy(x,g,p) = 1/p int[x,x+p](g) = averages(i)
// of function g between x(i) and x(i)+p
// x being a column vector
function [y] = fun2moy(x,g,p)
y = intg_vect(x,x+p,g)*1/p;
endfunction;

// a file for choosing some key parameter of the model:
labels=['crop biomass export to the soil (annual ratio)';'beta factor '];
[ok,export,beta] = ...
getvalue('define parameters value',...
    labels,...
    list('vec',1,'vec',1),...
    ['0.30';'0.55']);

//-----
//                TERRESTRIAL CYCLE DATA
//-----
////////// Preindustrial biome areas from CASA-SLAVE //////////
// raw data in [biome,region] matrix, unit 1E5 ha
// where biome = [1 temperate forest
//                2 boreal forest
//                3 tropical foret
//                4 temperate grasslands
//                5 boreal grasslands
//                6 tropical grasslands]
// and region = [A,B,C,D]

```

```

surf_slave = read('surf_slave.in',-1,4);
surf_slave = max(surf_slave,%eps); // to ensure that no area is zero

// formatted preindustrial data for forests and grasslands
// in unit = ha and into [i,j] matrix where i=region, j=climate
ForestPreindSlave = 1E5 * surf_slave(1:3,:);
GrasslandsPreindSlave = 1E5 * surf_slave(4:6,:);
CropPreind = zeros(3,4);
PlantPreind = zeros(4,3);
BiofuelPreind = zeros(4,3);

// initialization correction due to area discrepancies
// between IMAGE-SLAVE-HOUGHTON
GrasslandsPreindSlave(4,1) = 0.7 * 1e8;
CropPreind(1,1) = 0.5 * 1e7;

////////// other terrestrial data //////////////////////////////////////
a1 = 0.05; // npp temperature dependance parameter in 1/°C
// beta = 0.55; // beta factor
a3 = 0.07; // q10 factor (heterotrophic resp. in function of temperature)

////////// data for forest management (wood harvest) //////////////////////////////////
// WARNING: this harvest of wood is NOT linked to land-use change but to management
// prel(i,j,t) in 1E6 MgC/yr = wood harvest
prel = ones(4,3,ind_final)-1; // hypermatrice has to be initialized

/// proportion of harvest left on site (redirected to soil pool)
//, per i=region, j=climate
los = [0.20 * ones(1,3);
       0.20 * ones(1,3);
       0.1 * ones(1,3);
       0 * ones(1,3)];

////////// affectation of deforestation - linked wood harvest //////////////////////////////////
// proportion of deforested biomass left on site (redirected to soil pool)
// per i=region, j=climate
load = los;

// proportion of not-left-on-site deforested biomass
// which is redirected to 10 and 100 years wood decay pool
// (hence the proportion 1-p10-p100 is burned)
p10 = [0.24 * ones(1,3);
       0.24 * ones(1,3);
       0.10 * ones(1,3);
       0.30 * ones(1,3)];
p100 = [0.08 * ones(1,3);
        0.08 * ones(1,3);
        0 * ones(1,3);
        0.01 * ones(1,3)];

////////// Definition of number of vintaged reservoirs //////////////////////////////////
// GF(region,climate) = matrix giving the duration (in years)
// of forest plantation until climax
GF = [100,61,77;
      100,61,77;
      100,61,77;
      100,61,77];

// the same for transition from forest to agriculture GA[i,j]
// divided into 2 periods GA=GA1+GA2
GA = 3 * [10,10,10;
          10,10,10;
          10,10,10;
          10,10,10];

```

```

    10,10,10;
    10,10,10];
GA1 = [5,5,5;
       5,5,5;
       5,5,5;
       5,5,5];
GA2 = GA-GA1;

// the same for newly established grasslands
GG = 2 * [15,15,15;
          15,15,15;
          15,15,15;
          15,15,15];

// for plantations:
GP = 60 * ones(4,3);

// Matrixes for storing biomes indexes
// (i) undisturbed biomes (fUij,aUij,gUij)
// no undisturbed biome for plantations
fUij = GF + 1;
aUij = GF + GA + 2;
gUij = GF + GA + GG + 3;
pUij = GF + GA + GG + GP + 3;
bUij = GF + GA + GG + GP + 4;

// WARNING: pUij is the same index
// as the last index of pDp (different from fUij, aUij,gUij)
// same kind of warning for bUij
// determination of a maximal index for matrix structure
maxind = max(GF) + max (GA) + max (GG) + max(GP) + 4;

// Vectors of indexes
// (ii) disturbed (vintaged) biomes (except pre-undisturbed one)
for i=1:4
    for j=1:3
        execstr('fD'+string(i)+string(j)+'=' [1                :GF(i,j)-1]'' ');
        execstr('aD'+string(i)+string(j)+'=' [GF(i,j)+2          :GF(i,j)+GA(i,j)]'' ');
        execstr('gD'+string(i)+string(j)+'=' ...
                [GF(i,j)+GA(i,j)+3:GF(i,j)+GA(i,j)+GG(i,j)+1]'' ');
        execstr('pD'+string(i)+string(j)+'=' ...
                [GF(i,j)+GA(i,j)+GG(i,j)+4:GF(i,j)+GA(i,j)+GG(i,j)+GP(i,j)+2]'' ');
    end;
end;

// (iii) all disturbed (vintaged) biomes
for i=1:4
    for j=1:3
        execstr('fDp'+string(i)+string(j)+'=' [1                :GF(i,j)]'' ');
        execstr('aDp'+string(i)+string(j)+'=' [GF(i,j)+2          :GF(i,j)+GA(i,j)+1]'' ');
        execstr('gDp'+string(i)+string(j)+'=' ...
                [GF(i,j)+GA(i,j)+3:GF(i,j)+GA(i,j)+GG(i,j)+2]'' ');
        execstr('pDp'+string(i)+string(j)+'=' ...
                [GF(i,j)+GA(i,j)+GG(i,j)+4:GF(i,j)+GA(i,j)+GG(i,j)+GP(i,j)+3]'' ');
        execstr('bDp'+string(i)+string(j)+'=' [GF(i,j)+GA(i,j)+GG(i,j)+4]'' ');
    end;
end;

/// a function to extract the structure
function [fU,aU,gU,pU,bU,...
         fD,aD,gD,pD,...
         fDp,aDp,gDp,pDp,bDp] = indexes(i,j);

```



```

fU = fUij(i,j);
aU = aUij(i,j);
gU = gUij(i,j);
pU = pUij(i,j);
bU = bUij(i,j);
execstr('fD = fD'+string(i)+string(j));
execstr('aD = aD'+string(i)+string(j));
execstr('gD = gD'+string(i)+string(j));
execstr('pD = pD'+string(i)+string(j));
execstr('fDp = fDp'+string(i)+string(j));
execstr('aDp = aDp'+string(i)+string(j));
execstr('gDp = gDp'+string(i)+string(j));
execstr('pDp = pDp'+string(i)+string(j));
execstr('bDp = bDp'+string(i)+string(j));
endfunction;

////////// Raw npp, mortality and heterotrophic resp. data //////////
// for undisturbed biomes as in CASA-SLAVE
// NPP (g/m2/an), mortality (1/yr) and heterotrophic resp. (1/yr)
// raw data in [biome,region] matrix as for surf_slave
npp_slave_raw = read('npp_slave.in',-1,4);
m_slave_raw   = 1/100 * read('m_slave.in',-1,4);
delta_slave_raw = 1/100 * read('rh_slave.in',-1,4);

// for cropland
// NB: npp treated as the net value of what is exported to the soil each year
// hence cropland mortality will be set to 1
// npp set at the global world value as in Goudriaan = 334 g/m2/yr
// we assumed 70 % of npp is oxidized in the year
npp_crop_raw = ones(3,4) * 334 ;
m_crop_raw   = ones(3,4) * export;
delta_crop_raw = [0.0353,0.0571,0.1392;
  0.0482,0.1717,0.1392;
  0.0467,0.0215,0.0177;
  0.0467,0.0215,0.0179];

// formatting raw data into [region,climate] tables
nppF = [npp_slave_raw(1:3,:)]'; // for forests
nppA = [npp_crop_raw]'; // for agriculture
nppG = [npp_slave_raw(4:6,:)]'; // for grasslands
mF = [m_slave_raw(1:3,:)]'; // for forests
mA = [m_crop_raw]'; // for agriculture
mG = [m_slave_raw(4:6,:)]'; // for grasslands
deltaF = [delta_slave_raw(1:3,:)]'; // for forests
deltaA = [delta_crop_raw]'; // for agriculture
deltaG = [delta_slave_raw(4:6,:)]'; // for grasslands

//-----
//      Formatting NPP, mortality and resp. data into LISTS
//-----
// Data are stored in lists,
// X = list(X_R1,X_R2,X_R3,X_R4) is a list of regions related lists X_Ri
//, i for regions
// each X_Ri is also a list: X_Ri = list(X_RiC1,X_RiC2,X_RiC3),
// [j=1,2,3 for the 3 climates]
// with X_RiCj being a vector of size GF(reg,clim) + GA(reg,clim) + GG(reg,clim)+3
// hence syntax to call the variable: X(region)(climate)(reservoir)
// where reservoir is the index of the vintaged
// or undisturbed reservoir in the climate vector
// initialization
x = list(0,0,0);
X = list(x,x,x,x);

```

```

for i=1:4 // regions
for j=1:3 // climate
// (region,climate) parameters (vectors)
ind = string(i)+'_'+string(j);
lab = '_R'+string(i)+'C'+string(j);
gf = GF(i,j); // number of forest transition periods (yr)
ga = GA(i,j); // number of agric. transition periods
gg = GG(i,j); //
gp = GP(i,j); //
//////// (i) npp ////////////////////////////////// unit = g/m2/an * 1d-11 = GtC/ha/an
execstr('npp'+lab+'=...
    1d-11 * [nppF('+ind+') * ones(gf+1,1);...
            nppA('+ind+') * ones(ga+1,1);...
            nppG('+ind+') * ones(gg+1,1);...

    nppF('+ind+') * ones(gp,1);...
    nppA('+ind+')]'');
//////// (ii) mortality rate ////////////////////////////////// unit 1/yr
execstr('m'+lab+'=...
    [mF('+ind+') * ones(gf+1,1);...
    mA('+ind+') * ones(ga+1,1);...
    mG('+ind+') * ones(gg+1,1);...

    mF('+ind+') * ones(gp,1);...
    mA('+ind+')]'');
//////// (iii) heterotrophic resp. ////////////////////////////////// unit = 1/yr
execstr('delta'+lab+'=...
    [deltaF('+ind+') * ones(gf+1,1);...
    deltaA('+ind+') * ones(ga,1);...

    deltaA('+ind+') * ones(gp,1);...
    deltaG('+ind+') * ones(gg+1,1);...

    deltaF('+ind+') * ones(gp,1);...
    deltaA('+ind+')]'');
end;
// storing all climate parameters (per region) into a regional list
lab = '_R'+string(i);
execstr('npp' +lab+' = list(npp' +lab+'C1, npp' +lab+'C2, npp' +lab+'C3)');
execstr('m' +lab+' = list(m' +lab+'C1, m' +lab+'C2, m' +lab+'C3)');
execstr('delta'+lab+' = list(delta'+lab+'C1, delta'+lab+'C2, delta'+lab+'C3)');
end;

// storing into global lists
npp0 = list( npp_R1, npp_R2, npp_R3, npp_R4);
m0 = list( m_R1, m_R2, m_R3, m_R4);
delta0 = list(delta_R1,delta_R2,delta_R3,delta_R4);
end;

//-----
// CLIMATIC MODULE
//-----
delta_T2CO2 = 3.18;
Q10=2;
Topt = [13.57352;
        15.82076;
        21.27;
        22.08649] * ones (1,3);
To=13.88;
temp0_off = 13.88;
tempR0_off = [ 6.23;
              -7.02;
              10.77;
              23.34] * ones(1,3);
tempR0 = [ 6.23;
          -7.02;

```

```

10.77;
23.34] * ones(1,3);
temp_off = read ('monde.in',-1,1);
tempR_off = read ('temp_4regions3.in',-1,4);

////////// fonction de temperature (atmosphere) T = F(CO2) //////////
function [temp] = temperature(delta_T2CO2,CO2a)
temp = delta_T2CO2 / log(2) * log(CO2a/CO2a_0) + To;
//temp = (10.56373*(log(CO2a/CO2a_0)))+To;
endfunction;

////////// regionalisation des temperatures (offline pattern) //////////
// this is the only function to compute i-vectors
function [y] = temperatureR(temp,tempR_off,temp_off)
y = (tempR_off.*temp)/temp_off;
endfunction;

//////// FACT NPP //////////////////////////////////////////
function [y] = tfact_npp (Topt,tempR,tempR0)
T1 = 0.8 + 0.02*Topt - 0.0005*Topt*Topt;
Tlow = 1 / (1+exp(0.2*(Topt-10-tempR)));
Thigh = 1 / (1+exp(0.3*(tempR-10-Topt)));
//y = T1 * 1.1919 * Tlow * Thigh;
Tlow0 = 1 / (1+exp(0.2*(Topt-10-tempR0)));
Thigh0 = 1 / (1+exp(0.3*(tempR0-10-Topt)));
y = Tlow/Tlow0 * Thigh/Thigh0;
endfunction;

//////// FACT RESP //////////////////////////////////////////
function [y] = tfact_Q10 (Q10,tempR,tempR0)
//tempQ=18.6 if not regionalized
y = Q10^((tempR-10)/10)/Q10^((tempR0-10)/10);
endfunction;

//-----
// TERRESTRIAL CARBON FLUX AND LAND-USE CHANGE FUNCTIONS
//-----
// Principle:
// We define land-use change and terrestrial carbon cycle functions for a generic
// (region,climate) = (i,j) grid-point
// A previous affectation of fU,aU,gU,fD,aD,gD,pD,fDp,aDp,gDp,pDp,bDp
// (specific of (i,j))
// is needed for the following functions:
// surface (S)
// density_biom (N,S)
// density_soil (B,S)
// biomasse (N,S,dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU)
// puits_phyto_hi (newN1,newN)
// puits_phyto_nat (newN1,newN)
// decomp_logging (newN1,m,prel,los)
// soils (S,B,dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU)
// flux_rh_hi (newB1,newB2)
// flux_rh_nat (newB1,newB2)
// NB: x2y_bsl and x2y_mult beeing previously
// defined by the scenario definition module,
// annual land-use baseline commands and multiplication
// for the specific grid point (region,climate)
// [f2f,f2a,f2g,a2f,a2g,g2f,g2a] have to be set before calling
// surface (S)
// fluxSpot (losd,los,prel,p10,p100)
// biomasse (N,S,dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU)
// soils (S,B,dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU)

```

```

// detritus_slash (N,newB,newN1,m,los,prel,losd)
// decay (r10,r100,los,losd,p10,p100,prel,dbiom_fU)
function [f2f,f2a,f2g,a2f,a2g,g2f,g2a,f2p,a2p,g2p,f2b,a2b,g2b,b2a] = luc(i,j,t)
f2f = f2f_bsl(i,j,t) * f2f_mult(i,j,t);
f2a = f2a_bsl(i,j,t) * f2a_mult(i,j,t);
f2g = f2g_bsl(i,j,t) * f2g_mult(i,j,t);
a2f = a2f_bsl(i,j,t) * a2f_mult(i,j,t);
a2g = a2g_bsl(i,j,t) * a2g_mult(i,j,t);
g2f = g2f_bsl(i,j,t) * g2f_mult(i,j,t);
g2a = g2a_bsl(i,j,t) * g2a_mult(i,j,t);
f2p = f2p_bsl(i,j,t) * f2p_mult(i,j,t);
a2p = a2p_bsl(i,j,t) * a2p_mult(i,j,t);
g2p = g2p_bsl(i,j,t) * g2p_mult(i,j,t);
f2b = f2b_bsl(i,j,t) * f2b_mult(i,j,t);
a2b = a2b_bsl(i,j,t) * a2b_mult(i,j,t);
g2b = g2b_bsl(i,j,t) * g2b_mult(i,j,t);
b2a = b2a_bsl(i,j,t) * b2a_mult(i,j,t);
endfunction;

////////// surface rotation ////////////////////////////////////////////
// S est le vecteur surface relatif a un biome a la date t
// newS est celui de t+1
// gf est le nombre de generations forestieres (hors climax)
// ga est le nombre de generations en transition vers l'agriculture
// g2f et f2a sont les surfaces reforestees et deforestees a la date t
// (entre t et t+1)
// g4f et f4a sont les facteurs multiplicatifs (0<=a<=1) par rapport
// a ces references de surface
function [newS] = surface(S)
newS = [f2f + a2f + g2f; // index 1
        S(fD); // index 2 : gf
        S(fU-1) + S(fU) - (f2a + f2f + f2g + f2p + f2b); // index gf+1
        f2a + g2a + b2a; // index gf+2
        S(aD); // index gf+3 : gf+ga+1
        S(aU-1) + S(aU) - (a2f + a2g + a2p + a2b); // index gf+ga+2
        f2g + a2g; // index gf+ga+3
        S(gD); // index gf+ga+4 : gf+ga+gg+2
        S(gU-1) + S(gU) - (g2f + g2a + g2p + g2b); // index gf+ga+gg+3
        S(pU) + f2p + a2p + g2p;
        S(pD);
        S(bDp) + f2b + a2b + g2b - b2a];
endfunction;

////////// biomass density ////////////////////////////////////////////
function [dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU] = density_biom(N,S)
dbiom_fU = N(fU) / S(fU);
dbiom_gU = N(gU) / S(gU);
if S(aU)>0 then dbiom_aU = N(aU) / S(aU);
else dbiom_aU = 0;
end;
if S(pU)>0 then dbiom_pU = N(pU) / S(pU);
else dbiom_pU = 0;
end;
if S(bU)>0 then dbiom_bU = N(bU) / S(bU);
else dbiom_bU = 0;
end;
endfunction;

////////// soil carbon density ////////////////////////////////////////////
function [dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU] = density_soil(B,S)
dsoil_fU = B(fU) / S(fU);
dsoil_gU = B(gU) / S(gU);

```

```

if S(aU)<>0 then dsoil_aU = B(aU) / S(aU);
else dsoil_aU = 0;
end;
if S(pU)<>0 then dsoil_pU = B(pU) / S(pU);
else dsoil_pU = 0;
end;
if S(bU)<>0 then dsoil_bU = B(bU) / S(bU);
else dsoil_bU = 0;
end;
endfunction;

////////// biomass change due to land use change //////////
function [newN] = biomasse(N,S,dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU)
newN = [0;
        N(fD);
        N(fU-1) + dbiom_fU * (S(fU) - (f2f + f2a + f2g + f2b + f2p));
        0;
        N(aD);
        N(aU-1) + dbiom_aU * (S(aU) - (a2f + a2g));
        0;
        N(gD);
        N(gU-1) + dbiom_gU * (S(gU) - (g2f + g2a));
        0;
        N(pD);
        dbiom_bU * (S(bU) - b2a)];
endfunction;

////////// net instantaneous flux to the atmosphere due to deforestation /////
// NB: concerns only biomass, soil does not instantly release
// carbon after land-use change
function [fs] = fluxSpot(losd,los,prel,p10,p100)
fs = dbiom_fU * (f2f + f2a + f2g + f2b + f2p) * (1-losd) * (1-p10-p100)...
    + prel * (1-los) * (1-p10-p100);
endfunction;

////////// net instantaneous flux to the atmosphere due
//////////to harvest of forest plantations /////
// NB: concerns only biomass, soil does not instantly release carbon
// after land-use change
function [fsp] = fluxSpotP(losd,los,prel,p10,p100,N)
fsp = N(pU) * (1-losd) * (1-p10-p100)...
    + prel * (1-los) * (1-p10-p100);
endfunction;

////////// NPP function //////////
// npp in Gtc/ha/an
// p0 and beta must have the same format as vector S
// tfact temperature factor
function [npp] = NPP(p0,beta,CO2a,tfact)
npp = p0.*(1+beta*log(CO2a/CO2a_0)).*tfact;
endfunction;

////////// biomass change due to growth during the year //////////
function [newN1] = photosynthese(newN,newS,npp)
newN1 = newN+newS.*npp;
endfunction;

////////// computation of gross atmosphere to land flux //////////
// 1 -- 'human induced' gross atmosphere to land flux
// defined as the npp related gross flux existing over surfaces in transition
function [pphf,ppha,pphg,pphp,pphb] = puits_phyto_hi(newN1,newN)
for bi = ['f','a','g','p','b']

```

```

    execstr('pph'+bi+'= sum(newN1('+bi+'Dp'),'r') - sum(newN('+bi+'Dp'),'r')');
end;
endfunction;

// 2 -- 'natural' gross atmosphere to land flux
// defined as the npp related gross flux existing over undisturbed lands
// in the one year period (after land-use change)
function [ppnf,ppna,ppng] = puits_phyto_nat(newN1,newN)
ppnf = newN1(fU) - newN(fU);
ppna = newN1(aU) - newN(aU);
ppng = newN1(gU) - newN(gU);
endfunction;

////////// biomass change due to mortality and harvest //////////
function [newN2] = decomp_logging(newN1,m,prel,los)
newN2 = newN1.*(1-m);
newN2(fU) = newN2(fU) - prel * (1+los);
newN2(aD) = zeros(aD);
newN2(aU) = 0;
newN2(bU) = 0;
endfunction;

// NB: during initialization, the decomp_logging
// function has to be simplified (no wood harvest)
function [newN2] = decomp(newN1,m)
newN2 = newN1.*(1-m);
endfunction;

///// soil carbon stock change due to land-use change (simple rotation) /////
function [newB] = soils(S,B,dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU)
newB = [dsoil_fU * f2f + dsoil_aU * a2f + dsoil_gU * g2f;
        B(fD);
        B(fU-1) + dsoil_fU * (S(fU) - (f2f + f2a + f2g + f2p + f2b));
        dsoil_fU * f2a + dsoil_gU * g2a;
        B(aD);
        B(aU-1) + dsoil_aU * (S(aU) - (a2f + a2g + a2p + a2b));
        dsoil_aU * a2g + dsoil_fU * f2g;
        B(gD);
        B(gU-1) + dsoil_gU * (S(gU) - (g2f + g2a + g2p + g2b));
        B(pU) + dsoil_fU * f2p + dsoil_aU * a2p + dsoil_gU * g2p ;
        B(pD);
        B(bU) + dsoil_fU * f2b + dsoil_aU * a2b + dsoil_gU * g2b - dsoil_bU * b2a];
endfunction;

///// soil carbon stock change due do biomass mortality plus slash of harvest ////
function [newB1] = detritus_slash(N,newB,newN1,m,los,prel,losd)
// mortality
newB1 = newB+newN1.*m;
// biomass left on site to soil decay after deforestation or harvest
newB1(fD(1)) = newB1(fD(1)) + dbiom_fU * f2f * losd;
newB1(aD(1)) = newB1(aD(1)) + dbiom_fU * f2a * losd;
newB1(gD(1)) = newB1(gD(1)) + dbiom_fU * f2g * losd;
newB1(pD(1)) = newB1(pD(1)) + N(pU) * losd;
// biomass left on site (wood harvest)
newB1(fU) = newB1(fU) + los * prel;
endfunction;

// NB: during initialization, the detritus_slash function has to
// be simplified (no wood harvest)
function [newB1] = detritus(newB,newN1,m)
newB1 = newB + newN1.*m;
endfunction;

```

```

////////// soil carbon stock change due to heterotrophic resp. //////////
function [newB2] = soils2(newB1,delta0,tfact)
newB2 = newB1.*(1-delta0.*tfact);
endfunction;

////////// computation of gross soil respiration flux to the atmosphere ////
// 1 -- 'human induced' respiration
function [rhhf,rhha,rhhg,rhhp,rhhb] = flux_rh_hi(newB1,newB2)
for bi = ['f','a','g','p','b']
    execstr('rhh'+bi+' = sum(newB1(''+bi+'Dp),'r') - sum(newB2(''+bi+'Dp),'r'))';
end;
endfunction;

// 2 -- 'natural' respiration
function [rhnf,rhna,rhng] = flux_rh_nat(newB1,newB2)
rhnf = newB1(fU) - newB2(fU);
rhna = newB1(aU) - newB2(aU);
rhng = newB1(gU) - newB2(gU);
endfunction;

////////// crops decay emissions //////////////////////////////////////////
function [cf] = crop_ox(newN1,m)
cf = sum(newN1(aD).*(1-m(aD))) + newN1(aU).*(1-m(aU));
endfunction;

////////// biofuel crops //////////////////////////////////////////
function [bf] = biof_ox(newN1,m)
bf = newN1(bU).*(1-m(bU));
endfunction;

////////// wood decay pools stock change due do added harvest and decay //////
// r10 = size of the 10 year decay time reservoir
// p10 = part of harvest directed to the 10 year reservoir
function [Newr10,Newr100] = decay(r10,r100,los,losd,p10,p100,prel,dbiom_fU,N)
harv = (dbiom_fU * (f2a + f2f + f2g) + N(pU)) * (1-losd);
Newr10 = (prel*(1-los) + harv) * p10 + 9/10 * r10;
Newr100 = (prel*(1-los) + harv) * p100 + 99/100 * r100;
endfunction;

////////// computation of gross flux from decay pools to the atmosphere ////
function [dec] = flux_decay(r10,r100)
dec = r10/10 + r100/100;
endfunction;

//-----
//      OCEANIC CYCLE DATA AND FUNCTIONS from HILDA (Joos et al., 1996)
//-----
p = 1; // (*) frequency of ocean convolution (unit: 1/yr)

////////// Bern model parameters //////////////////////////////////////////
h = 75; // height of surface layer [m]
A_oc = 3.62d14; // total ocean area [m^2]
kg = 1/9.06; // transfert coefficient air_ocean [yr^-1]
T = 18.2; // average ocean layer temperature [Celsius]

// a coefficient to convert [ppm][m^-3] into [micromol][kg^-1]
// unit [micromol][kg^-1][ppm^-1][m^3]
c = 1.722d17;

// multiplicative coefficient for transport convolution (cf Joos et al.)
// unit [micromol][kg^-1][ppm^-1]

```

```

epsilon = c / A_oc / h;

////////// chemical equilibrium functions in surface layer //////////
// Notations:
// d_pCO2s: partial pressure of dissolved (aqueous) CO2 (diff. to preind.)
//          in the surface layer [ppm]
// d_CO2i: total inorganic carbon in the surface layer
// (diff. to preind.) in [micromol][kg^-1]
// T: temperature [Celsius]
function [d_pCO2s]=chem(d_CO2i,T)
d_pCO2s = sum((d1+d2*T).*d3.*(d_CO2i^d4));
endfunction;

d1=[ 155.68; 7.4706; -1.2748; 2.4491; -1.5468];
d2=[-1.3993; -0.20207; 0.12015; -0.12639; 0.15326];
d3=[1d-2;1d-3; 1d-5; 1d-7; 1d-10];
d4=[1:5]';

////////// net surface CO2 flux function //////////
// Notations:
// fas: net surface flux in [ppm(atm)][yr^-1] at considered time (scalar)
// d_pCO2a: atmospheric CO2 in ppm
function [fas] = uptake(d_pCO2a,d_pCO2s)
fas = kg*(d_pCO2a-d_pCO2s);
endfunction;

//// oceanic inorganic carbon transport specification (pulse substitute) //
c0=0.12935;
c1=[0.21898; 0.17003; 0.24071; 0.24093];
c2=[-1/0.034569; -1/0.26936; -1/0.96083; -1/4.9792];
c3=0.022936;
c4=[0.24278; 0.13963; 0.089318; 0.037820; 0.035549];
c5=[-1/1.2679; -1/5.2528; -1/18.601;-1/68.736;-1/232.30];

// (continuous) impulse response function
// of oceanic transport (Bern HILDA model)
function [y]=Imp_Resp(tau)
y = bool2s(tau<=2)*(c0+sum(c1.*exp(tau*c2)))...
    +bool2s(tau>2)*(c3+sum(c4.*exp(tau*c5)));
endfunction;

// discretization of pulse response
// NB: Rs($-i) = Imp_Resp(0+i/p) for i>=0
// Rs(t) is a vector, unit [1]
tmp = fun2vec(Imp_Resp,0,1/p,801*p);
Rs = tmp(801*p:-1:1);

// discretization variante which conserves average flux
// over each discrete period
while %f
deff('y = Imp_Resp_moy(x)','y = fun2moy(x,Imp_Resp,1/p)');
tmp = fun2vec(Imp_Resp_moy,0,1/p,801*p);
Rs = tmp(801*p:-1:1);
end;

////////// computation of oceanic transport (convolution) //////////
// NB: here fas(2:$) is a given (fixed)
// vector of dimension t-1 containing all past fluxes
// nfas is the new net air to sea flux
// t, unit p-iemes of year [yr/p], p entier
// p, time division of convolution
function [d_CO2i] = transport(epsilon,p,t,Rs,fas,nfas)

```



```

d_CO2i = epsilon*sum([fas(2:);nfas].*Rs($-t+1:$))/p;
endfunction;

////////// solve of oceanic equilibrium //////////
// eq_oc(z) computes the new net air to sea flux (z)
// simultaneously with surface exchange, equilibrium and transport
// NB: this func. needs epsilon,t,p,fas_bk,d_pCO2a
// to be (locally) specified before its call
function [y] = eq_oc(z)
y = z-uptake(d_pCO2a,chem(transport(epsilon,p,t,Rs,fas_bk,z),T));
endfunction;

//-----
//          TERRESTRIAL CARBON CYCLE INTEGRATED FUNCTIONS
//-----
//// (a) ////////// Terrestrial reservoir "filling up" function //////////
// atmospheric CO2 prescribed constant
// biome areas constant (no land-use)
function [NN,BB,ppnf,ppna,ppng,rhnf,rhna,rhng] = cycle1_list(N,B)
NN=X;BB=X;// initialisation of lists
// global climate and fixed regional pattern
temp = temperature(delta_T2CO2,CO2a);
//tempR = temperatureR(temp,tempR_off(t),temp_off(t));
// no LUC scenario
f2f = 0; f2a = 0; f2g = 0; a2f = 0; a2g = 0; g2f = 0; g2a = 0;
f2p = 0; f2b = 0; a2p = 0; a2b = 0; g2p = 0; g2b = 0;
b2a = 0;
// terrestrial stocks change computation over each region (i) and biome (j)
for i=1:4
for j=1:3
// loads specific grid points variables and indexes
[fU,aU,gU,pU,bU,fD,aD,gD,pD,fDp,aDp,gDp,pDp,bDp] = indexes(i,j);
Sv=S(i)(j);
Nv=N(i)(j);
Bv=B(i)(j);
npp0v=npp0(i)(j);
m0v=m0(i)(j);
delta0v=delta0(i)(j);
[dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU] = density_biom(Nv,Sv);
[dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU] = density_soil(Bv,Sv);
newNv = biomasse (Nv,Sv,dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU);
// nppv = NPP(npp0v,beta,CO2a,tfact_npp(Topt(i,j),tempR0(i,j),tempR0(i,j)));
nppv = NPP (npp0v,beta,CO2a,1);
newN1v = photosynthese (newNv,Sv,nppv);
newN2v = decomp (newN1v,m0v);
newBv = soils (Sv,Bv,dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU);
newB1v = detritus (newBv,newN1v,m0v);
newB2v = soils2 newB1v,delta0v,tfact_Q10(Q10,tempR0(i,j),tempR0(i,j));
// newB2v = soils2 (newB1v,delta0v,1);
[x1,x2,x3] = puits_phyto_nat (newN1v,newNv);
[y1,y2,y3] = flux_rh_nat (newB1v,newB2v);
// writes results in global
ppnf(i,j) = x1;
ppna(i,j) = x2;
ppng(i,j) = x3;
rhnf(i,j) = y1;
rhna(i,j) = y2;
rhng(i,j) = y3;
NN(i)(j) = newN2v;
BB(i)(j) = newB2v;
end;
end;

```

```

endfunction;

///// (b) ///// E1 - global cycle with integrated land-use ///////////////////////////////////
// atmospheric CO2 interactive
// surface change (land-use) prescribed
// computes fluxes and stocks changes for all terrestrial carbon reservoirs + ocean
function [Newr10,Newr100,SS,NN,BB,...
    fs,fsp,fdp,fdb,fd,EL,MS,...
    ppnf,ppna,ppng,pphf,ppha,pphg,pphp,pphb,...
    rhnf,rhna,rhng,rhhf,rhha,rhhg,rhhp,rhhb,...
    newCO2a,newfas,dec,cf]...
    = cycle_E1_list(r10,r100,S,N,B,CO2a,t,fas,prel)
// initialisation des listes
NN=X;BB=X;SS=X;
// global climate and fixed regional pattern
// normally temp is a scalar like temp_off(t)
// normally tempR is a i,j matrix just like tempR_off(t)
temp = temperature(delta_T2CO2,CO2a);
//13.88; //temperature(delta_T2CO2,CO2a);
tempR = temperatureR(temp,tempR_off(t,:),temp_off(t,:))*ones(1,3);
// grid point (region,climate) calculation of terrestrial cycle
for i=1:4
for j=1:3
// loads specific grid points indexes and land-use commands
[fU,aU,gU,pU,bU,...
    fD,aD,gD,pD,...
    fDp,aDp,gDp,pDp,bDp] = indexes(i,j);
[f2f,f2a,f2g,a2f,a2g,g2f,g2a,f2p,a2p,g2p,f2b,a2b,g2b,b2a] = luc(i,j,t);
Sv=S(i)(j);
Nv=N(i)(j);
Bv=B(i)(j);
npp0v=npp0(i)(j);
m0v=m0(i)(j);
delta0v=delta0(i)(j);
[dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU] = density_biom(Nv,Sv);
[dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU] = density_soil(Bv,Sv);
newSv = surface(Sv);
newNv = biomasse(Nv,Sv,dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU);
nppv = NPP(npp0v,beta,CO2a,tfact_npp(Topt(i,j),tempR(i,j),tempR0(i,j)));
newN1v = photosynthese (newNv,newSv,nppv);
newN2v = decomp_logging (newN1v,m0v,prel(i,j,t),los(i,j));
newBv = soils (Sv,Bv,dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU);
newB1v = detritus_slash(Nv,newBv,newN1v,m0v,los(i,j),prel(i,j,t),losd(i,j));
newB2v = soils2 (newB1v,delta0v,tfact_Q10(Q10,tempR(i,j),tempR0(i,j)));
cf(i,j) = crop_ox(newN1v,m0v);
bf(i,j) = biof_ox(newN1v,m0v);
[x1,x2] = decay (r10(i,j),r100(i,j),los(i,j),losd(i,j),...
p10(i,j),p100(i,j),prel(i,j,t),dbiom_fU,Nv);
Newr10(i,j) = x1;
Newr100(i,j) = x2;
fs(i,j) = fluxSpot(losd(i,j),los(i,j),prel(i,j,t),p10(i,j),p100(i,j));
fsp(i,j) = fluxSpotP(losd(i,j),los(i,j),prel(i,j,t),p10(i,j),p100(i,j),Nv);
[x1,x2,x3] = puits_phyto_nat(newN1v,newNv);
ppnf(i,j) = x1;
ppna(i,j) = x2;
ppng(i,j) = x3;
[y1,y2,y3] = flux_rh_nat(newB1v,newB2v);
rhnf(i,j) = y1;
rhna(i,j) = y2;
rhng(i,j) = y3;
[x1,x2,x3,x4,x5] = puits_phyto_hi(newN1v,newNv);
pphf(i,j) = x1;

```

```

ppha(i,j) = x2;
pphg(i,j) = x3;
    pphp(i,j) = x4;
pphb(i,j) = x5;
    [y1,y2,y3,y4,y5] = flux_rh_hi(newB1v,newB2v);
rhhf(i,j) = y1;
rhha(i,j) = y2;
    rhhg(i,j) = y3;
    rhhp(i,j) = y4;
rhhb(i,j) = y5;
dec(i,j)=flux_decay(r10(i,j),r100(i,j));
SS(i)(j) = newSv;
NN(i)(j) = newN2v;
BB(i)(j) = newB2v;
end;
end;
fdp = - pphp + rhhp;
fdb = - pphb + rhhb + bf;
fd = - (pphf + ppha + ppna + pphg) + (rhhf + rhha + rhna + rhhg + cf);
MS = - (ppnf + ppng) + (rhnf + rhng);
EL = fd + fs + dec+ fsp+fdp+fdb;
// ocean
d_pCO2a=C02a/2.123-pCO2a_0;
[zres,v,info]=fsolve(fas($),eq_oc);
if info<>1 then pause; end;
newfas=[fas;zres];
// atmosphere
newCO2a = CO2a + sum(EL +MS) - zres*2.123 + EF_bk1(t);
endfunction;

///// (c) ///// E2 - global cycle with prescribed land-use flux ///////////
// atmospheric CO2 interactive
// surface land-use-flux prescribed
// computes fluxes and stocks changes for all undisturbed terrestrial
// carbon reservoirs + ocean
function [NN,BB,MS,ppnf,ppna,ppng,rhnf,rhna,rhng,newCO2a,newfas]...
= cycle_E2_list(N,B,CO2a,t,fas)
// initialization of lists
NN=X;BB=X;
// global climate and fixed regional pattern
// normally temp is a scalar like temp_off(t)
// normally tempR is a i,j matrix just like tempR_off(t)
temp = temperature(delta_T2CO2,CO2a);
//13.88;//temperature(delta_T2CO2,CO2a);
tempR = temperatureR(temp,tempR_off(t,:),temp_off(t,:))*ones(1,3);
// no LUC scenario
f2f = 0; f2a = 0; f2g = 0; a2f = 0; a2g = 0; g2f = 0; g2a = 0;
f2p = 0; f2b = 0; a2p = 0; a2b = 0; g2p = 0; g2b = 0;
b2a = 0;
// grid point (region,climate) calculation of terrestrial cycle
for i=1:4
for j=1:3
// loads specific grid points indexes
[fU,aU,gU,pU,bU,...
    fD,aD,gD,pD,...
    fDp,aDp,gDp,pDp,bDp] = indexes(i,j);
Sv = Spreind(i)(j);
Nv = N(i)(j);
Bv = B(i)(j);
npp0v = npp0(i)(j);
m0v = m0(i)(j);
delta0v = delta0(i)(j);

```

```

[dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU] = density_biom(Nv,Sv);
[dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU] = density_soil(Bv,Sv);
newNv = biomasse (Nv,Sv,dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU);
nppv = NPP(npp0v,beta,C02a,tfact_npp(Topt(i,j),tempR(i,j),tempR0(i,j)));
newN1v = photosynthese (newNv,Sv,nppv);
newN2v = decomp_logging (newN1v,m0v,0,0);
newBv = soils (Sv,Bv,dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU);
newB1v = detritus_slash (Nv,newBv,newN1v,m0v,0,0,0);
newB2v = soils2 (newB1v,delta0v,tfact_Q10(Q10,tempR(i,j),tempR0(i,j)));
cf(i,j) = crop_ox(newN1v,m0v);
bf(i,j) = biof_ox(newN1v,m0v);
[x1,x2,x3] = puits_phyto_nat(newN1v,newNv);
ppnf(i,j) = x1;
ppna(i,j) = x2;
ppng(i,j) = x3;
[y1,y2,y3] = flux_rh_nat(newB1v,newB2v);
rhnf(i,j) = y1;
rhna(i,j) = y2;
rhng(i,j) = y3;
NN(i)(j) = newN2v;
BB(i)(j) = newB2v;
end;
end;
MS = - (ppnf + ppna + ppng) + (rhnf + rhna + rhng);
// ocean
d_pC02a=C02a/2.123-pC02a_0;
[zres,v,info]=fsolve(fas($),eq_oc);
if info<>1 then pause; end;
newfas=[fas;zres];
// atmosphere
newC02a=C02a+sum(MS)-zres*2.123+EF_bk2(t);
endfunction;

// atmospheric CO2 interactive
// surface change (land-use) prescribed
// computes fluxes and stocks changes for all terrestrial carbon reservoirs + ocean
function [EF,Newr10,Newr100,SS,NN,BB,...
    fs,fsp,fdp,fdb,fd,EL,MS,...
    ppnf,ppna,ppng,pphf,ppha,pphg,pphp,pphb,...
    rhnf,rhna,rhng,rhhf,rhha,rhng,rhhp,rhhb,...
    newfas,dec]...
    = cycle_E1_stab(r10,r100,S,N,B,newC02a,C02a,t,fas,prel)
NN=X;BB=X;SS=X; // initialisation des listes
temp = temperature(delta_T2C02,C02a); //13.88;
tempR = temperatureR(temp,tempR_off(t,:),temp_off(t,:))*ones(1,3);
// grid point (region,climate) calculation of terrestrial cycle
for i=1:4
for j=1:3
// loads specific grid points indexes and land-use commands
[fU,aU,gU,pU,bU,...
    fD,aD,gD,pD,...
    fDp,aDp,gDp,pDp,bDp] = indexes(i,j);
[f2f,f2a,f2g,a2f,a2g,g2f,g2a,f2p,a2p,g2p,f2b,a2b,g2b,b2a] = luc(i,j,t);
Sv=S(i)(j);
Nv=N(i)(j);
Bv=B(i)(j);
npp0v=npp0(i)(j);
m0v=m0(i)(j);
delta0v=delta0(i)(j);
[dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU] = density_biom(Nv,Sv);
[dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU] = density_soil(Bv,Sv);
newSv = surface (Sv);

```

```

nppv = NPP(npp0v,beta,C02a,tfact_npp(Topt(i,j),tempR(i,j),tempR0(i,j)));
newNv = biomasse(Nv,Sv,dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU);
newN1v = photosynthese (newNv,newSv,nppv);
newN2v = decom_logging (newN1v,m0v,prel(i,j,t),los(i,j));
newBv = soils (Sv,Bv,dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU);
newB1v = detritus_slash(Nv,newBv,newN1v,m0v,los(i,j),prel(i,j,t),losd(i,j));
newB2v = soils2 (newB1v,delta0v,tfact_Q10(Q10,tempR(i,j),tempR0(i,j)));
cf(i,j) = crop_ox(newN1v,m0v);
bf(i,j) = biof_ox(newN1v,m0v);
[x1,x2] = decay (r10(i,j),r100(i,j),los(i,j),losd(i,j),...
p10(i,j),p100(i,j),prel(i,j,t),dbiom_fU,Nv);
Newr10(i,j) = x1;
Newr100(i,j) = x2;
fs(i,j) = fluxSpot(losd(i,j),los(i,j),prel(i,j,t),p10(i,j),p100(i,j));
fsp(i,j) = fluxSpotP(losd(i,j),los(i,j),prel(i,j,t),p10(i,j),p100(i,j),Nv);
[x1,x2,x3] = puits_phyto_nat(newN1v,newNv);
ppnf(i,j) = x1;
ppna(i,j) = x2;
ppng(i,j) = x3;
[y1,y2,y3] = flux_rh_nat(newB1v,newB2v);
rhnf(i,j) = y1;
rhna(i,j) = y2;
rhng(i,j) = y3;
[x1,x2,x3,x4,x5] = puits_phyto_hi(newN1v,newNv);
pphf(i,j) = x1;
ppha(i,j) = x2;
pphg(i,j) = x3;
pphp(i,j) = x4;
pphb(i,j) = x5;
[y1,y2,y3,y4,y5] = flux_rh_hi(newB1v,newB2v);
rhhf(i,j) = y1;
rhha(i,j) = y2;
rhhg(i,j) = y3;
rhhp(i,j) = y4;
rhhb(i,j) = y5;
dec(i,j)=flux_decay(r10(i,j),r100(i,j));
SS(i)(j) = newSv;
NN(i)(j) = newN2v;
BB(i)(j) = newB2v;
end;
end;
fdp = - pphp + rhhp;
fdb = - pphb + rhhb + bf;
fd = - (pphf + ppha + ppna + pphg) + (rhhf + rhha + rhna + rhhg + cf);
MS = - (ppnf + ppng) + (rhnf + rhng);
EL = fd + fs + dec+ fsp+fdp+fdb;
// ocean
d_pC02a=C02a/2.123-pC02a_0;
[zres,v,info]=fsolve(fas($),eq_oc);
if info<>1 then pause; end;
newfas=[fas;zres];
// atmosphere
EF = newC02a - (C02a + sum(EL +MS) - zres*2.123);
endfunction;

////////////////////////////////////
function [EF,NN,BB,MS,ppnf,ppna,ppng,rhnf,rhna,rhng,newfas]...
= cycle_E2stab(N,B,newC02a,C02a,t,fas);
temp = temperature(delta_T2C02,C02a); //13.88;
tempR = temperatureR(temp,tempR_off(t,:),temp_off(t,:))*ones(1,3);
NN=X;BB=X; // initialization of lists
// no LUC scenario

```

```

f2f = 0; f2a = 0; f2g = 0; a2f = 0; a2g = 0; g2f = 0; g2a = 0;
f2p = 0; f2b = 0; a2p = 0; a2b = 0; g2p = 0; g2b = 0;
b2a = 0;
// grid point (region,climate) calculation of terrestrial cycle
for i=1:4
for j=1:3
// loads specific grid points indexes
[fU,aU,gU,pU,bU,...
  fD,aD,gD,pD,...
  fDp,aDp,gDp,pDp,bDp] = indexes(i,j);
Sv = Spreind(i)(j);
Nv = N(i)(j);
Bv = B(i)(j);
npp0v = npp0(i)(j);
m0v = m0(i)(j);
delta0v = delta0(i)(j);
[dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU] = density_biom(Nv,Sv);
[dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU] = density_soil(Bv,Sv);
newNv = biomasse (Nv,Sv,dbiom_fU,dbiom_aU,dbiom_gU,dbiom_pU,dbiom_bU);
nppv = NPP(npp0v,beta,C02a,tfact_npp(Topt(i,j),tempR(i,j),tempR0(i,j)));
newN1v = photosynthese (newNv,Sv,nppv);
newN2v = decomp_logging (newN1v,m0v,0,0);
newBv = soils (Sv,Bv,dsoil_fU,dsoil_aU,dsoil_gU,dsoil_pU,dsoil_bU);
newB1v = detritus_slash (Nv,newBv,newN1v,m0v,0,0,0);
newB2v = soils2 (newB1v,delta0v,tfact_Q10(Q10,tempR(i,j),tempR0(i,j)));
[x1,x2,x3] = puits_phyto_nat(newN1v,newNv);
ppnf(i,j) = x1;
ppna(i,j) = x2;
ppng(i,j) = x3;
[y1,y2,y3] = flux_rh_nat(newB1v,newB2v);
rhnf(i,j) = y1;
rhna(i,j) = y2;
rhng(i,j) = y3;
NN(i)(j) = newN2v;
BB(i)(j) = newB2v;
end;
end;
MS = - (ppnf + ppna + ppng) + (rhnf + rhna + rhng);
// ocean
d_pC02a=C02a/2.123-pC02a_0;
[zres,v,info]=fsolve(fas($),eq_oc);
if info<>1 then pause; end;
newfas=[fas;zres];
// atmosphere
EF=newC02a-(C02a+sum(MS)-zres*2.123+EL_g_bk1(t));
endfunction;

%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
//
//      INITIALIZATION RUN FOR TERRESTRIAL BIOSPHERE
%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%%
S=X;
N=X;
for i=1:4
for j=1:3
[fU,aU,gU,fD,aD,gD,fDp,aDp,gDp] = indexes(i,j);
// initial repartition of surfaces (slave)
S(i)(j) = zeros(gU,1);
S(i)(j)(fU) = ForestPreindSlave(i,j);
S(i)(j)(gU) = GrasslandsPreindSlave(i,j);
S(i)(j)(aU) = CropPreind(j,i);
// initial biomass and soil carbon (nul)
N(i)(j) = zeros(gU,1);

```

```

end;
end;
Spreind = S;
B=N;

/// specification of prescribed bounding atmospheric conditions //////////
/// for "filling up" //////////////////////////////////////
T      = 18.2;
pCO2a_0 = 277.97;
CO2a_0  = 277.97*2.123;
CO2a    = CO2a_0;

////////// "filling up" loop //////////////////////////////////////
Hcal = 1500; // number of loop-periods (in years)
for t=1:Hcal
yearINIT = t
[N,B,ppnf,ppna,ppng,rhnf,rhna,rhng] = cycle1_list(N,B);
end;

////////// Affection of stabilized (equilibrium) stocks ///
Npreind = N;
Bpreind = B;
// may be list or hypermatrice
// vector-type (generation indexed) variable per region and climate
for i=1:4
for j=1:3
[fU,aU,gU,fD,aD,gD,fDp,aDp,gDp] = indexes(i,j);
Nf0(i,j)=N(i)(j)(fU);
Na0(i,j)=N(i)(j)(aU);
Ng0(i,j)=N(i)(j)(gU);
Bf0(i,j)=B(i)(j)(fU);
Ba0(i,j)=B(i)(j)(aU);
Bg0(i,j)=B(i)(j)(gU);
end;
end;

CARB=sum(Nf0+Bf0+Ng0+Bg0)

//-----
// FOSSIL FUEL BURNING SCENARIO DEFINITION (BASELINE)
//-----
tmpA      = read('fossil_past.in',-1,7);
// fossil emissions 1700-1997
Emi_past = tmpA(:,2)/1000;
tmpB      = read('emi_IMAGE_'+scen+'.in',-1,1);
// fossil emissions 1990-2100
Emi_prev = interpol_lin(tmpB,5);
EF_bsl=[Emi_past;Emi_prev(9:$)];

//-----
// LAND-USE CHANGE SCENARIO DEFINITION - E1
//-----
////////// extraction of PAST and FUTURE land-use change data ///
// for each IPCC scenario (ex. A2),
// land-use baseline scenarios (hypermatrices x2y_A2_bsl(i,j,t))
// are stored in scilab binary files
// named alltime-lucA2-bin.in
// NB: these binary files are generated
// by the scilab file ascii2bin-luc.sce
load('alltime-'+scen+'.scibin','f2a_bsl','f2g_bsl',...
      'a2f_bsl','a2g_bsl','g2f_bsl','g2a_bsl');
f2f_bsl=ones(4,3,400)-1;

```

```

////////// writing area changes and plotting //////////
// transforming in return hypermatriced data into matrixes
// to write data in lexicographic files alltime-scen-x2y.in
// first column: year
// following columns (i,j) region climate lexicographic order
timerange = [1701:1700+ind_final]';
form = '(f6.0,12('' '' ,g12.5))';
// fortran formatting of output files (region+climate)
yout=[];
for d = ['f2a','a2f','f2g','g2f','a2g','g2a'];
execstr(d+'_bsl_tb = timerange');
// first column initializing
for i=1:4
for j=1:3
execstr('xtemp=matrix(''+d+'_bsl(i,j,:),ind_final,1)')
execstr(d + '_bsl_tb = [' + d + '_bsl_tb,xtemp]');
end;
end;
// writing data :
execstr('xout = ' + d + '_bsl_tb');
write(SPECIALDIR+''+d+'.out',xout,form);
yout = [yout,xout];
end;
f2a_net = f2a_bsl_tb - a2f_bsl_tb;
f2g_net = f2g_bsl_tb - g2f_bsl_tb;
a2g_net = a2g_bsl_tb - g2a_bsl_tb;
f2a_net(:,1) = timerange;
f2g_net(:,1) = timerange;
a2g_net(:,1) = timerange;
write(SPECIALDIR+'/f2a-net.out',f2a_net,form);
write(SPECIALDIR+'/f2g-net.out',f2g_net,form);
write(SPECIALDIR+'/a2g-net.out',a2g_net,form);

//-----
//          INITIALIZATION of SCENARIO
//-----
// identification of scenario
// (termination of output variables' names with "_bk1")
bkID = '_bk'+string(numero);
select numero
case 1 then EF_bk1 = EF_bsl(1:$-1);
// baseline fossil fuel scenario for E1
case 2 then EF_bk2 = EF_bsl(1:$-1) + EL_g_bk1;
// special fossil fuel scenario for E2
case 3 then EF_bk3 = EF_bsl(1:$-1);
// fossil fuel burning equal to E1
end;

// -----
//          DEFINITION of variables to be book-kept
//          (and written out) for the considered runs
// -----
var_wr1 = ['S','N','B'];// generic variables
var_wr2 = ['N','B'];
dens_wr1 = ['densN','densB'];// densities
dens_wr2 = [];
wood_wr1 = ['r10','r100'];// wood products pools
wood_wr2 = [];
biom_wr1 = ['f','a','g'];// generic biomes
typ_wr1 = ['h','n'];// type : disturbed versus undisturbed
typ_wr2 = ['n'];

```



```
flux_wr1 = ['dec','fs','fd','EL','MS','LA'];// flux to be calculated
flux_wr2 = ['MS'];
```

```
// affectation to specific scenario
// -----
```

```
select numero
case 1 then
var_wr = var_wr1;
biom_wr = biom_wr1;
typ_wr = typ_wr1;
flux_wr = flux_wr1;
wood_wr = wood_wr1;
dens_wr = dens_wr1;
case 2 then
var_wr = var_wr2;
biom_wr = biom_wr1;
typ_wr = typ_wr2;
flux_wr = flux_wr2;
wood_wr = wood_wr2;
dens_wr = dens_wr1;
case 3 then
var_wr = var_wr2;
biom_wr = biom_wr1;
typ_wr = typ_wr1;
flux_wr = flux_wr1;
wood_wr = wood_wr1;
dens_wr = dens_wr1;
end;
```

```
// formatting detailed list of variables given previous choices
// -----
```

```
// generating sub-list of npp and rh
sublist=[];
for i = typ_wr
for j = biom_wr
sublist=[sublist,'pp'+i+j,'rh'+i+j];
end;
end;
bklist=['CO2a',... // Atm. CO2 GtC
wood_wr,... // wood products stocks
sublist,... // npp and rh
flux_wr,... // carbon fluxes
var_wr]; // areas and/or carbon stocks
```

```
//-----
//          INITIALIZATION of DYNAMIC VARIABLES
//-----
```

```
// atmospheric and oceanic Ctot stocks (preindustrial)
CO2a_0 = 277.97 * 2.123;
CO2a=CO2a_0;
// NB: in the bookkeeping we distinguish
// - instantaneous variables which are overwritten at each time step
// (like S,N,...)
// - "book-kept" variables = vectors (named "...bkN")
// storing the instantaneous variables
// surfaces, biomass and soil carbon stocks instantaneous variables
S = Spreind;
N = Npreind;
B = Bpreind;
// stocks de bois nuls
r10 = zeros(4,3);
r100 = zeros(4,3);
```

```

//-----
//          INITIALIZATION of BOOK-KEPT (_bkN) VARIABLES
//-----
fas_bk = 0;
for bkvar = [wood_wr,sublist,flux_wr]
execstr(bkvar+bkID+' = ones(4,3,ind_final)-1');
end;
for bkvar = flux_wr;
execstr(bkvar+'_g'+bkID+'=zeros(ind_final,1)');
end;
execstr('CO2a'+bkID+' = zeros(ind_final,1)');
for bkvar = var_wr
execstr(bkvar+bkID+' = list()');
end;

//-----
// LOOP RUN (CORE BOOK-KEEPING) - E1
//-----
for t=1:ind_final
yearE1 = 1700+t
    ///// 1st. step (computation of new biosphere and ocean) /////
[r10,r100,S,N,B,...
    fs,fsp,fdp,fdb,fd,EL,MS,...
    ppnf,ppna,ppng,pphf,ppha,pphg,pphp,pphb,rhnf,rhna,rhng,...
    rhhf,rhha,rhhg,rhhp,rhhb,...
    CO2a,fas_bk,dec,cf]...
= cycle_E1_list(r10,r100,S,N,B,CO2a,t,fas_bk,prel);
    ///// 2nd. step (storing variables in book-kept variables) //////////
exec('bk-generic.sce','c');
exec('bk-generic-liste.sce','c');
end;

//-----
// LOOP RUN (CORE BOOK-KEEPING) - E2
//-----
S = Spreind;
for t = 1:ind_final
yearE2 = 1700+t
    ///// 1st. step (computation of new biosphere and ocean)////////
[N,B,MS,ppnf,ppna,ppng,rhnf,rhna,rhng,CO2a,fas_bk]...
=cycle_E2_list(N,B,CO2a,t,fas_bk);
    ///// 2nd. step (storing variables in book-kept variables) //////////
exec('bk-generic.sce','c');
exec('bk-generic-liste.sce','c');
end;

//-----
// LOOP RUN (CORE BOOK-KEEPING) - E3
//-----
for t=1:ind_final-1
yearE3 = 1700+t
    ///// 1st. step (computation of new biosphere and ocean)////////
[r10,r100,N,B,...
    fs,fd,EL,MS,ppnf,ppna,ppng,pphf,ppha,pphg,...
    rhnf,rhna,rhng,rhhf,rhha,rhhg,...
    CO2a,dec]...
= cycle_E3_list(r10,r100,S_bk1(t),S_bk1(t+1),N,B,CO2a,t,prel);
    ///// 2nd. step (storing variables in book-kept variables) //////////
exec('bk-generic.sce','c');
exec('bk-generic-liste.sce','c');
end;

```

```

t=ind_final
yearE3 = 1700+t
///// 1st. step (computation of new biosphere and ocean)/////
[r10,r100,N,B,...
 fs,fd,EL,MS,ppnf,ppna,ppng,pphf,ppha,pphg,...
 rhnf,rhna,rhng,rhhf,rhha,rhhg,...
 CO2a,dec]...
 = cycle_E3_list(r10,r100,S_bk1(t),S_bk1(t),N,B,CO2a,t,pre1);
///// 2nd. step (storing variables in book-kept variables) /////
exec('bk-generic.sce','c');
exec('bk-generic-liste.sce','c');

//-----
// CORE BOOK-KEEPING (matrices or list)
//-----
// book-keeping in list form for dynamic variables
for bkvar = var_wr
execstr(bkvar+bkID+'(t)='+bkvar);
end;

// book-keeping in matrix form for dynamic variables
for bkvar = var_wr
execstr(bkvar+bkID+'(1:4,1:3,1:maxind,t)='+bkvar);
end;

//-----
// CORE BOOK-KEEPING (generic - for bookkept variables only)
//-----
// book-keeping in vector for CO2a
execstr('CO2a'+bkID+'(t)=CO2a');

// bookkeeping in hypermatrices
for bkvar = [wood_wr,sublist,flux_wr]
execstr(bkvar+bkID+'(:,t)='+bkvar);
end;

// additionnal book-keeping and calculation for global variables
for bkvar = flux_wr;
execstr(bkvar+'_g'+bkID+'(t)=sum('+bkvar+')');
end;

//-----
//          POST BOOK-KEEPING COMPUTATION OF VARIABLES
//-----
///// OCEAN //////////////////////////////////////////////////
execstr('fas' + bkID + '= fas_bk');
execstr('fasGtC' + bkID + '= fas_bk * 2.123');
execstr('OS' + bkID + '= fasGtC' + bkID + '(2:$)'); // in OS notation:

///// TERRESTRIAL BIOSPHERE STOCKS //////////////////////////////////////////////////
// CASE when generic variables S,N,B (var_wr) are stored in lists
// are simply transformed here into one column vectors
// regional book-kept variables= vectors (xxx_RiCj_bk1) i=region, j=climate
if typ_wr(1) == 'h' // if simulation is E2 then the loop is not executed
for d = var_wr
for i=1:4;
for j=1:3;
for t=1:ind_final;
lab = 'R'+string(i)+'C'+string(j)+bkID;
[fU,aU,gU,pU,bU,...
 fD,aD,gD,pD,...
 fDp,aDp,gDp,pDp,bDp] = indexes(i,j);

```

```

for k = biom_wr;
execstr(d+k+'h_'+lab+'(t) = sum('d+bkID+'(t)(i)(j)('k+'Dp'))');
end;
end;
end;
end;
end;
end;

for d = var_wr
for i=1:4;
for j=1:3;
for t=1:ind_final;
lab = 'R'+string(i)+'C'+string(j)+bkID;
[fU,aU,gU,pU,bU,...
  fD,aD,gD,pD,...
  fDp,aDp,gDp,pDp,bDp] = indexes(i,j);
for k = biom_wr(1:3);
// plantations and biofuels do not enter the natural biomes definition
execstr(d+k+'n_'+lab+'(t) = 'd+bkID+'(t)(i)(j)('k+'U)');
end;
end;
end;
end;
end;

////////// TERRESTRIAL BIOSPHERE CARBON DENSITIES //////////
// S en hectares (ha)
// N,B en GtC
// densite en MgC/ha = tC/ha
select numero
case 1
for i=1:4;
for j=1:3;
lab = '_R'+string(i)+'C'+string(j)+bkID;
for k=biom_wr(1:3); // natural and human induced only for [f,a,g]
for l=typ_wr;
execstr('densN'+k+l+lab+'=N'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab+')*1e9');
execstr('densB'+k+l+lab+'=B'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab+')*1e9');
end;
end;
for k=biom_wr(4:5); // only human induced only for [f,a,g]
l='h';
execstr('densN'+k+l+lab+'=N'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab+')*1e9');
execstr('densB'+k+l+lab+'=B'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab+')*1e9');
end;
end;
end;

case 2
for i=1:4;
for j=1:3;
lab = '_R'+string(i)+'C'+string(j)+bkID;
lab2= '_R'+string(i)+'C'+string(j)+'_bk2(1)';
for k=biom_wr(1:3);
for l=typ_wr;
execstr('densN'+k+l+lab+'=N'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab2+')*1e9');
execstr('densB'+k+l+lab+'=B'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab2+')*1e9');
end;
end;
for k=biom_wr(4:5);
l='h';

```

```

execstr('densN'+k+l+lab+'=N'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab2+')*1e9');
execstr('densB'+k+l+lab+'=B'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab2+')*1e9');
end;
end;
end;

case 3
for i=1:4;
for j=1:3;
lab = '_R'+string(i)+'C'+string(j)+bkID;
lab3 = '_R'+string(i)+'C'+string(j)+'_bk1';
for k=biom_wr;
for l=typ_wr;
execstr('densN'+k+l+lab+'=N'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab3+')*1e9');
execstr('densB'+k+l+lab+'=B'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab3+')*1e9');
end;
end;
for k=biom_wr;
l='h';
execstr('densN'+k+l+lab+'=N'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab3+')*1e9');
execstr('densB'+k+l+lab+'=B'+k+l+lab+'./max(%eps,S'+k+l+lab3+')*1e9');
end;
end;
end;
end;

////////// land-atmosphere flux for E1 and E3
if numero <> 2,
execstr('LA'+bkID+' = EL'+bkID+' + MS'+bkID);
// land-atmosphere flux, hypermatrices (i,j,t)
end;

////////// Computation of npp and rh by region/climate and for the world //////////
if numero <> 2,
// structure of variables: hypermatrices i,j,t
execstr('ppGLOBn'+bkID+' = ppnf'+bkID+' + ppna'+bkID+' + ppng'+bkID);
execstr('ppGLOBh'+bkID+' = ...
pphf'+bkID+' + ppha'+bkID+' + pp hg'+bkID + ' + pphp'+bkID+' + pphb'+bkID);
execstr('rhGLOBn'+bkID+' = rhnf'+bkID+' + rhna'+bkID+' + rhng'+bkID);
execstr('rhGLOBh'+bkID+' = ...
rhhf'+bkID+' + rhha'+bkID+' + rhhg'+bkID + ' + rhhp'+bkID+' + rhhb'+bkID);
execstr('ppGLOB'+bkID+' = ppGLOBn'+bkID+' +ppGLOBh'+bkID);
execstr('rhGLOB'+bkID+' = rhGLOBn'+bkID+' +rhGLOBh'+bkID);
execstr('rhTOT'+bkID+' = ...
rhGLOBn'+bkID+' +rhGLOBh'+bkID+' +fs' +bkID+ ' +cf'+bkID+' +dec'+bkID);
else
execstr('ppGLOBn'+bkID+' = ppnf'+bkID+' + ppna'+bkID+' + ppng'+bkID);
execstr('ppGLOBh'+bkID+' = ones(4,3,400)-1');
execstr('rhGLOBn'+bkID+' = rhnf'+bkID+' + rhna'+bkID+' + rhng'+bkID);
execstr('rhGLOBh'+bkID+' = ones(4,3,400)-1');
execstr('ppGLOB'+bkID+' = ppGLOBn' +bkID+ ' +ppGLOBh' + bkID);
execstr('rhGLOB'+bkID+' = rhGLOBn' +bkID);
end;

//-----
//          WRITING DATAS TO OUTPUT FILES
//-----
////////// FORMATTING OUTPUT MATRICES //////////////////////////////////////////
timerange = [1701:1700+ind_final]';
form = '(f5.0,12('' ',g12.5))';
// fortran formatting of output files (region+climate)
form2 = '(f5.0,'' ',g12.5)';

```

```

// fortran formatting of output files (world)

////////// TERRESTRIAL BIOSPHERE STOCKS and DENSITIES //////////
// first we treat vectorized data (ex-list data) = stocks data
// NB: data in these filed-tables are organized as follows:
//     first column: year
//     following columns (i,j) lexicographic order
for d = [var_wr,dens_wr]
for k = biom_wr
for l = typ_wr
mm = d+k+l; // typically Sfh
execstr(mm+'_tb = timerange'); // first column initializing
for i=1:4
for j=1:3
lab = '_R'+string(i)+'C'+string(j)+ bkID ;
execstr(mm+'_tb = [' + mm + '_tb, ' + mm + lab + ']' );
end;
end;
// writing data :
// at this stage output files Xyz.eN.out are created
// data in these files are organized as follows:
//     first column: year
//     following columns (i,j) lexicographic order
execstr('xout = ' + mm + '_tb');
write(SPECIALDIR+'/' + mm + '.' + exp_lab + '.out', xout, form);
end;
end;
end;

////////// TERRESTRIAL BIOSPHERE FLUXES //////////
// then we treat hypermatriced data = flux data
// example EL_tb
for d = flux_wr;
execstr(d+'_tb = timerange'); // first column initializing
for i=1:4
for j=1:3
execstr('xtemp=matrix(' + d + bkID + '(i,j,:), ind_final, 1)')
execstr(d + '_tb = [' + d + '_tb, xtemp]');
end;
end;
// writing data :
// at this stage output files Xyz.eN.out are created
// data in these files are organized as follows:
//     first column: year
//     following columns (i,j) lexicographic order
execstr('xout = ' + d + '_tb');
write(SPECIALDIR+'/' + d + '.' + exp_lab + '.out', xout, form);
end;

////////// FOSSIL AND OCEANIC FLUXES (not regionalized) //////////
execstr('EFwr=EF'+bkID);
execstr('OSwr=OS'+bkID);
execstr('CO2awr=CO2a'+bkID);

write(SPECIALDIR+'/' + exp_lab + '.out', [timerange, EFwr], form2);
// fossil fuels
write(SPECIALDIR+'/' + OS + '.' + exp_lab + '.out', [timerange, OSwr], form2);
// ocean sink
write(SPECIALDIR+'/' + CO2a + '.' + exp_lab + '.out', [timerange, CO2awr], form2);
// atmosphere

```


Annexe B : code Gams du modèle balistique du chapitre 8

\$Title THEO

\$Otext

Optimal Model of Mixed Climate Policies
 (c) Copyleft according to the GLP V.2 or later
 (c) Vincent Gitz 2003.

\$Offtext

*-----
 * Planning horizon
 *-----

Sets t time periods /1990*2400/
 u(t) time periode except last /1990*2399/
 tfirst(t) first period
 tlast(t) last period;

tfirst(t) = yes\$(ord(t) eq 1);
 tlast(t) = yes\$(ord(t) eq card(t));

*-----
 * Scalar and vectorial parameters
 *-----

Scalars

bet 1-discount rate /0.97/
 delta ndhs parameter in yr-1 /0.9875/
 Amax land available in Mha /1000/
 kappa delta density biomass GtC per Mha /0.168/
 apmax max luc in Mha per year /10/
 apmin min luc in Mha per year /-10/
 C0 initial atmospheric carbon in GtC /785/
 Cpreind preindustrial atm carbon /570/
 betaN ndhs parameter no unit /1/
 b1 fossil cost parameter /1e-2/
 b2 land cost parameter /0e-8/
 b3 damage cost parameter /5e-7/
 b4 inertia parameter /1/

Parameters

beta(t) discount factor;
 beta(t) = bet**ord(t);
 beta(tlast) = beta(tlast)/(1-bet);

*-----
 * BETA(TLAST), the last period's utility discount factor, is calculated
 * by summing the infinite geometric series from the horizon date onward.
 *-----

Display beta;

*-----
 * VARIABLES (command and state)
 *-----

Variables

e(t) carbon emissions in GtC per year

```

C(t)  carbon concentration in GtC
A(t)  land immobilized in Mha
ap(t)  land use change per period in Mha per year
utility discounted sum of utility;

*-----
* bounds on variables and initial conditions
*-----

A.lo(t) = 0;
A.up(t) = Amax;
A.fx(tfirst)=0;
A.fx(tlast)=Amax;

ap.up(t) = apmax;
ap.lo(t) = apmin;

C.lo(t) = 0;
C.fx(tfirst) = C0;

e.lo(t) = 0.001;
e.up(t) = 50;
*e.fx(tfirst) = 18;

*-----
* Equations
*-----
Equations
carb(t)  carbon cycle dynamics
land(t)  land use dynamics
util     objective function
term1(t) terminal cond
term3(t) terminal cond
term2(t) terminal cond;

carb(t+1).. C(t+1)-Cpreind =e= delta * (C(t)-Cpreind) + betaN * e(t) - kappa*ap(t);
land(t+1).. A(t+1) =e= A(t)+ap(t);

util..
utility =e= sum(t, beta(t)*(b1*log(e(t))-b3*power(C(t)-Cpreind,2)));

*term1(tlast).. e(tlast) =e= (1-delta)/betaN * C(tlast);
term1(t+1)$ (ord(t) ge 220).. e(t+1) =e= e(t);
term2(t+1)$ (ord(t) ge 220).. C(t+1) =e= C(t);
term3(t+1)$ (ord(t) ge 420).. A(t+1) =e= A(t);

*term2(tlast).. betaN * 2*b3*(C(tlast)-Cpreind) *sqrt(e(tlast))=e= (1-bet+delta)*b1/2;
*ap(tlast) =e=0;

*-----
* Solve
*-----

OPTION ITERLIM = 100000;
* dommages forts
b3=1e-6;
Model theo /land, carb, util/;
theo.scaleopt=1
Solve theo maximizing utility using nlp;

FILE theo5a /theo5a.num2.out/
put theo5a;

```

```
theo5a.nr = 2;
loop(t,put t.t1, e.l(t), ' ',C.l(t),' ',ap.l(t), ' ', A.l(t) /);
putclose theo5a;

*$0ntext
* dommages moyens
b3=1.17e-7;
Solve theo maximizing utility using nlp;

FILE theo5b /theo5b.num2.out/
put theo5b;
theo5b.nr = 2;
loop(t,put t.t1, e.l(t), ' ',C.l(t),' ',ap.l(t), ' ', A.l(t) /);
putclose theo5b;

* dommages faibles
b3=4.7e-8;
Solve theo maximizing utility using nlp;

FILE theo5c /theo5c.num2.out/
put theo5c;
theo5c.nr = 2;
loop(t,put t.t1, e.l(t), ' ',C.l(t),' ',ap.l(t), ' ', A.l(t) /);
putclose theo5c;
*$0fftext
```

Annexe C : code Gams du modèle DIAM-séquestration

```

$TITLE RESPONSE_LAND-USE 1.0
* Based on DIAM 1.2 (model for studying the dynamics
* of inertia and adaptability) by A. Manne, J.Singer,
* T. Chapuis, M. Ha Duong, P. Dumas
* This version Vincent Gitz
* Copyleft according to the GNU General Public License version 2 or later.
$OFFUPPER

* OPTION nlp=conopt ;

SETS
  S      States of the world   /L, C, H/
  T      Time periods          /1*30/; ALIAS (T, U)

VARIABLES
  CONCEN(S,T)  'Concentration of CO2 (parts per million)'
  ABAT(S,T)    'Abatement level (fraction of reference fossil emissions)'
  COST(S,T)    'Total costs, abatement plus climate change'
  COSTlu(S,T)  'land costs'
  J            'Minimisation objective'
  A(S,T) land immobilized in Mha
  ap(S,T) land use change per period in Mha per year;

POSITIVE VARIABLES A, ABAT, CONCEN, COST;
SCALARS
  TechRate      Rate of exogenous decline in reduction costs /0.01/
  AdapRate      Rate of exogenous decline in damages          /0.01/
  CRedI         Initial reduction costs factor                /0.0136/
  WealthI       Global initial consumption (tera US$)         /18/
  D             Characteristic time of energy systems          /50/
  DiscRate      Utility discount rate                          /0.01/
  NonLinDa      Flag the Non-Linear part of Damage function    /0.04/
  e            Determine the stringency of non
linear damages to treshold and ceiling /0.1/
  Amax land available in Mha /3000/
  kappa delta density biomass GtC per Mha /0.168/
  apmax max luc in Mha per year /10/
  apmin min luc in Mha per year /-10/
  b2 land cost /1e-7/;

A.lo(S,T) = 0;
A.up(S,T) = Amax;
A.fx(S,"1") = 0;
A.fx(S,"2") = 0;
A.fx(S,"3") = 0;
A.fx(S,"4") = 0;
*A.fx(S,"5") = 0;
*ap.up(S,T) = apmax*5;
*ap.lo(S,T) = apmin*5;

PARAMETERS
  TStab(S)      Stabilisation period
  VAbatMax(T)   Maximum annual variation in abatement
  VAbatMin(T)   Minimum annual variation in abatement;

TStab(S) = 30;
VAbatMax(T) = 0.03;
VAbatMin(T) = 0.015;

$include ccycle-landuse.gms

EQUATIONS

```

```

Obj          Objective function : Expected total discounted costs
DefCost(S,T) Definition of climate and abatement cost
DefCostlu(S,T) Definition of land-use costs
*StabCO2(S,T) Stabilisation of concentration
SOWLock(S,T) Different fossil policy after resolution of uncertainty
SOWLock2(S,T) Different landuse policy after resolution of uncertainty
vAbatHi(S,T) Upper bound on Abatement variations
vAbatLo(S,T) Lower bound on Abatement variations
*Afix1(S,T) derive impossible apres 2150
Land(S,T) land evolution;

land(S,T+1).. A(S,T+1) =e= A(S,T)+10*ap(S,T);
*StabCO2(S,T)$(ORD(T) GE TSTAB(S)).. Concen(S, T-1) =E= Concen(S,T);
vAbatHi(S,T)$(ORD(T) GE 5) .. Abat(S,T) =L= Abat(S, T-1) + 10 * VAbatMax(T);
vAbatLo(S,T)$(ORD(T) GE 5) .. Abat(S,T) =G= Abat(S, T-1) - 10 * VAbatMin(T);
*Afix1(S,T)$(ORD(T) GE 30).. ap(S,T) =l= 10;

ABAT.UP(S,T) = 1.0;

CONCEN.FX(S,"1") = 313.776; ABAT.FX(S, "1") = 0.0;
CONCEN.FX(S,"2") = 329.89; ABAT.FX(S, "2") = 0.0;
CONCEN.FX(S,"3") = 348.128; ABAT.FX(S, "3") = 0.0;
CONCEN.FX(S,"4") = 368.022; ABAT.FX(S, "4") = 0.0;

OPTION ITERLIM = 100000;

*
* Uncertainty parameters
*

PARAMETERS
Proba(S)    Subjective proba. distribution /L 0.33, C 0.34, H 0.33/
C2x(S)      Damage at 2xC02 (% global cons.) /L 1, C 1, H 1/
DamPower(S) Power of the damage function /L 1, C 1, H 1/
Tresh(S)    Nonlinearity in damages (ppmv) /L 917, C 660, H 516/
Ceiling(S)  Concentration ceiling (ppmv) /L 1100, C 770, H 584/
Tinfo(S)    Periods of resolution of uncertainties /L 8,C 8, H 8/
Growth(S)   Global growth (annual % rate) /L 1.5, C 1.5, H 1.5/
Wealth(S,T) Global consumption (tera US$ 1990)
EMIS(S,T)   Emissions - net of abatement
NLDAMAGE(S, T) Non linear damages
Decade(T)   date corresponding to periode T ;

Growth(S) = 1.5;
Wealth(S,T) = WealthI * power(1+Growth(S)/100, 10*(ORD(T)-4) );
display Wealth;

SOWLock(S,T)$( (ORD(S) GE 2) AND
(ORD(T) LE Tinfo(S)) AND (ORD(T) GE 5)).. Abat(S,T) =E= Abat(S-1, T);
SOWLock2(S,T)$( (ORD(S) GE 2)
AND (ORD(T) LE Tinfo(S)) AND (ORD(T) GE 5)).. ap(S,T) =E= ap(S-1, T);

*
* Intertemporal social objective
*
Obj.. J =E= -SUM( (S,T)$(ORD(T) GE 5),
Proba(S) *
log( Wealth(S,T) - COST(S,T) - COSTlu(S,T)) * power(1 - DiscRate, 10*ORD(T)) );

*
* Cost function function, reduction plus damages
*

```

```

VAbatMax(T) = 0.02;
VAbatMin(T) = 0.00;

DefCost(S, T)$ (ORD(T) GE 5)..
COST(S, T) =E=
  CRedI*WealthI * EmisRef(T)/EmisRef("4") / power(1+TechRate, 10*(ORD(T)-4) ) *
  ( power(Abat(S,T), 2) + D*D*power(ABAT(S,T) - ABAT(S,T-1), 2)/100 )
+
  (C2x(S)/100) * ( Wealth(S,T) / power(1 + AdapRate, 10*(ORD(T)-4) ) ) *
  power( (Concen(S, T-2) - 326) / (550-326) , DamPower(S) )
+
  NonLinDa * Wealth(S,T)
/(1+exp(log((2-e)/e)*((Tresh(S)+Ceiling(S)-2*Concen(S,T-2))/(Ceiling(S)-Tresh(S)))))
;

DefCostlu(S, T)$ (ORD(T) GE 5)..
COSTlu(S,T) =e= (b2*power(sum(U$(ORD(U) LE ORD(T)),10*ap(S,U)),2)
+1e-4*sum(U$(ORD(U) LE ORD(T)),10*ap(S,U))/ power(1+TechRate, 10*(ORD(T)-4) ));

MODEL DIAM /ALL/;

* DIAM.OPTFILE = 1;
DIAM.SCALEOPT = 1 ;

SOLVE DIAM MINIMIZING J USING NLP;

PARAMETERS
ShareAdjCost(S,T) part des couts d'ajustement dans le cout total
EMIS(S,T) Emissions - net of abatement;
EMIS(S,T) = EmisLand(T) + EmisRef(T) * (1 - ABAT.L(S, T));

NLDAMAGE(S, T) = (NonLinDa * 100) /
  (1+exp(log((2-e)/e)*((Tresh(S)+Ceiling(S)-2*Concen.L(S,T-2))/(Ceiling(S)-Tresh(S))))) ;

decade(T)=( 10 * ORD(T) + 1957 );

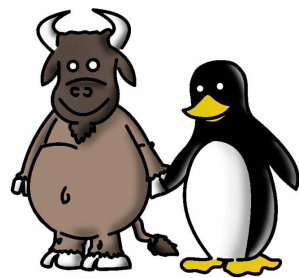
ShareAdjCost(S,T)$ (ORD(T) GE 5) = D*D*power(ABAT.L(S,T) - ABAT.L(S,T-1), 2)/100/
  ( power(Abat.L(S,T), 2) + D*D*power(ABAT.L(S,T) - ABAT.L(S,T-1), 2)/100 );

FILE diamlanduseL /diamlanduseLv1.3.out/
put diamlanduseL;
diamlanduseL.nr = 2;
loop(T,put T.tl,ABAT.L('L',T),EMIS('L',T),CONCEN.L('L',T),A.L('L',T),AP.L('L',T),
COST.L('L',T),COSTlu.L('L',T),wealth('L',T),
EMISREF(T),EMISLAND(T),CONCREFT(T),ShareAdjCost('L',T)/)
putclose diamlanduseL;

FILE diamlanduseC /diamlanduseCv1.3.out/
put diamlanduseC;
diamlanduseC.nr = 2;
loop(T,put T.tl,ABAT.L('C',T),EMIS('C',T),CONCEN.L('C',T),A.L('C',T),AP.L('C',T),
COST.L('C',T),COSTlu.L('C',T),wealth('C',T),
EMISREF(T),EMISLAND(T),CONCREFT(T),ShareAdjCost('C',T)/)
putclose diamlanduseC;

FILE diamlanduseH /diamlanduseHv1.3.out/
put diamlanduseH;
diamlanduseH.nr = 2;
loop(T,put T.tl,ABAT.L('H',T),EMIS('H',T),CONCEN.L('H',T),A.L('H',T),AP.L('H',T),
COST.L('H',T),COSTlu.L('H',T),wealth('H',T),
EMISREF(T),EMISLAND(T),CONCREFT(T),ShareAdjCost('H',T)/)
putclose diamlanduseH;

```



www.softwarelivre.rs.gov.br