13

DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX ATTRIBUABLES AUX TRANSPORTS

VHB Research & Consulting Inc.
Mars 1992

SYNOPSIS

OBJET

Le présent document a pour objet d'aider la Commission royale à prendre en compte la dimension environnementale dans son travail de comparaison des différentes options de transport des voyageurs au Canada.

PORTÉE ET MÉTHODE

Le présent document s'ouvre par un bref aperçu des principales approches appliquées en matière d'évaluation et d'appréciation économique des incidences environnementales dans le domaine des transports. Il se poursuit par une analyse prospective de ces incidences et de leur valeur économique, analyse fondée sur un examen documentaire. Enfin, il s'achève sur un survol des possibilités d'amélioration de cette analyse prospective, notamment par le biais de recherches additionnelles.

REMARQUES CONCERNANT LES DONNÉES UTILISÉES

La présente étude est fondée sur des données de deuxième génération. Il existe des analyses raisonnables relatives aux émissions totales à la source, par type de rejet et par mode de transport. Par contre, et en règle générale, on ne dispose pas de données facilement accessibles sur les autres effets environnementaux (par exemple, sur les incidences dues aux émissions des différents modes de transport) ainsi que sur les effets environnementaux de la fabrication des infrastructures et des véhicules, ou de l'entretien et de l'élimination de ces derniers. On ne dispose pas non plus de données, pourtant importantes, qui permettraient de faire des comparaisons entre modes de transport, comme les coefficients de remplissage.

Les meilleures données d'évaluation des coûts associés aux émissions sont dérivées des études sur les dommages environnementaux dus aux centrales électriques alimentées par combustibles fossiles. Comme il existe nombre de différences d'une centrale électrique ou d'un système de transport à l'autre — quant aux types d'émissions, au mode de dispersion des polluants dans l'atmosphère et aux régimes d'exposition à la pollution — il faut faire preuve d'une grande prudence dans l'application des analyses des dommages économiques aux systèmes de transport.

Les données présentées ici sont des moyennes nationales établies pour la fin des années 1980, et fondées sur des renseignements publiés. Il faut moduler les conclusions qu'on en tire en regard de changements possibles sur les plans comportemental, technologique ou réglementaire (par exemple, réduction de la teneur en soufre du carburant diesel, électrification des voies ferrées, mise en service de véhicules plus efficients, capacité d'emport plus importante). Dans la même veine, force est de constater qu'il peut exister, dans certains cas, des écarts très marqués par rapport aux moyennes nationales, ce qui peut donc modifier de façon fondamentale l'importance relative des différents modes de transport sur le plan des incidences environnementales.

PRINCIPAUX CONSTATS

Il existe toute une gamme de techniques environnementales et économiques servant à l'évaluation des dommages environnementaux, qui sont applicables au domaine du transport interurbain des voyageurs. Cependant, on a surtout appliqué ces différentes méthodes à l'établissement d'inventaires

des émissions et à l'évaluation des dommages directs, de sorte à dériver les valeurs économiques des incidences constatées. Dans le cadre du présent examen, l'évaluation spécifique des dommages environnementaux associés aux modes de transport ne pourrait servir que dans le cas des dommages dus aux émissions des véhicules.

Les dommages environnementaux auxquels on attribue la valeur la plus élevée, par kilomètre-voyageur, sont dus au transport par chemin de fer, les moins élevés étant ceux imputables au transport maritime, qui précède le transport par autocar. Pour tous les modes, à l'exception de l'avion, la majorité des incidences environnementales se traduisent par des effets sur la santé de l'être humain.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Au Canada, on ne possède qu'une expérience limitée de l'évaluation des coûts sociaux associés aux dommages environnementaux. Il conviendrait d'analyser en profondeur les méthodes, les hypothèses et les évaluations employées aux États-Unis et en Europe, afin de voir dans quelle mesure on pourrait les appliquer au contexte canadien. Il est d'ailleurs tout à fait possible de cerner le genre d'études que l'on pourrait répéter ou que l'on devrait entreprendre au Canada afin de combler les énormes lacunes laissées par les recherches conduites ailleurs.

Les effets sur l'environnement, abordés dans les comparaisons intermodales, se limitent généralement à l'exploitation des véhicules. Personne n'a vraiment essayé d'évaluer les incidences environnementales sur toute la durée du cycle de vie des différents modes de transport, de l'extraction des matières premières à l'utilisation des véhicules, en passant par leur fabrication, leur entretien et leur retrait du service, par la construction des infrastructures, et par l'extraction et le traitement des carburants. Il existe, certes, des descriptions qualitatives assez détaillées en ce qui concerne les automobiles, mais il n'y en a pas pour les autres modes de transport.

L'évaluation quantitative des incidences environnementales des projets et des politiques de transport est très limitée. Il serait possible, grâce à un recours accru aux évaluations quantitatives, de cerner certains coûts environnementaux à l'échelon local et de les extrapoler ensuite pour les inclure dans les coûts environnementaux globaux dont il faut tenir compte dans les politiques de transport.

Les incidences nationales moyennes, par mode de transport, risquent de cacher des écarts notoires d'un mode à l'autre ou encore d'occulter les importants travaux à entreprendre. Il conviendrait de s'intéresser à l'évaluation des incidences environnementales de chaque mode de transport, dans un corridor multimodal comme celui de Windsor à Québec ou d'Edmonton à Calgary.

1. Introduction

La Commission royale sur le transport des voyageurs au Canada a reçu pour mandat d'analyser le système de transport interurbain des voyageurs, de façon globale, en regard des différents modes disponibles et de leur interaction, et non d'analyser chaque mode séparément.

L'environnement est un sujet primordial dont il faudra tenir compte dans les futures politiques sur les transports. Le présent rapport est destiné à aider la Commission à évaluer les incidences environnementales des différents modes de transport; dans un second temps, il a pour objet de replacer cette évaluation en contexte afin de permettre la comparaison de ces dimensions environnementales avec les préoccupations d'ordre social, technologique et politique.

Le rapport est articulé en six volets :

- une analyse des méthodes d'évaluation des incidences environnementales des systèmes de transport;
- un examen des méthodes d'évaluation économique des incidences environnementales;
- un sommaire des données publiées sur les incidences environnementales des systèmes de transport;
- un sommaire des données publiées sur l'évaluation économique des incidences environnementales;
- une consolidation des incidences prévues et de leurs valeurs respectives, afin de déterminer l'importance économique des incidences environnementales attribuables aux systèmes de transport;

- un ensemble de conclusions et de recommandations où l'on constate la nécessité de pousser la recherche en vue d'améliorer les évaluations existantes et leur utilité en matière d'élaboration des politiques.

2. MÉTHODES D'ÉVALUATION DES DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX : THÉORIE ET PRATIQUE

2.1 L'ENVIRONNEMENT

Afin de savoir quels peuvent être les effets du transport des voyageurs ou de toute autre activité humaine sur l'environnement, il faut d'abord s'entendre sur ce qu'«environnement» signifie. Il n'existe pas de définition universellement acceptée et le mot recouvre différentes acceptions. D'après le troisième sens qu'en donne le Grand dictionnaire encyclopédique Larousse, l'environnement s'entend de «l'ensemble des éléments objectifs (qualité de l'air, bruit, etc.) et subjectifs (beauté d'un paysage, qualité d'un site, etc.) constituant, ensemble, le cadre de vie d'un individu».

Même lorsque le mot est défini dans la législation, il n'est pas rare qu'il revête différentes significations d'un texte à l'autre d'une même instance. Ainsi, dans la *Loi sur la protection de l'environnement* de l'Ontario, à l'alinéa 1(1)m, on précise que l'environnement naturel signifie : «l'air, la terre et l'eau, ou toute combinaison de ces éléments . . .»

D'un autre côté, le paragraphe 1) de la *Loi sur l'évaluation de l'environnement* de cette même province donne une définition plus large, puisqu'il y est question des éléments suivants :

a) air, terre ou eau,

b) végétaux et animaux, y compris l'être humain,

c) conditions sociales, économiques et culturelles qui exercent une influence sur la vie de l'être humain ou sur une collectivité,

d) bâtiment, ouvrage, machine ou autre dispositif ou chose fabriqué par l'être humain,

e) solide, liquide, gaz, odeur, chaleur, son, vibration ou radiation qui proviennent, directement ou indirectement, des activités humaines,

f) partie ou combinaison de ces éléments, et rapports qui existent entre deux de ces éléments ou plus . . .

En ce qui nous concerne, nous retiendrons une définition qui se situe entre les deux précédentes et qui est conforme à la définition implicite énoncée dans les objectifs du *Plan vert du Canada* (Environnement Canada, 1990)[1] :

- l'assainissement de l'air, de l'eau et des sols;
- l'exploitation durable des ressources renouvelables;
- la protection des espèces et des espaces exceptionnels;
- la sécurité de l'environnement mondial;
- l'atténuation des effets des catastrophes écologiques.

2.2 SOURCES DES DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX

2.2.1 L'utilisation des ressources

L'utilisation des ressources est intéressante à plus d'un point de vue. Tout d'abord, le régime d'utilisation est indicatif d'une bonne ou d'une mauvaise gestion. Deuxièmement, l'utilisation d'une ressource est souvent liée à d'autres effets environnementaux, notamment à la pollution atmosphérique ou de l'eau, ou aux changements dans l'utilisation des sols. Il est souvent possible, lorsqu'on modifie les schémas d'utilisation des ressources, d'infléchir considérablement les dommages causés à l'environnement.

2.2.2 Les rejets chimiques et physiques

Le rejet de certains produits chimiques dans l'environnement, résultat de l'activité humaine, peut entraîner des changements dans la qualité de l'eau, de l'air ou du sol susceptibles de causer une morbidité ou une mortalité chez l'être humain ou chez d'autres espèces, tant végétales qu'animales. Ces rejets risquent d'être dommageables aux matières naturelles et anthropogéniques, à cause de la composition chimique de ces derniers.

En outre, les rejets peuvent être nuisibles — même s'ils ne sont ni toxiques ni corrosifs — lorsqu'ils donnent lieu à des changements physiques, telle une diminution de l'opacité ou une augmentation de la turbidité.

2.2.3 Les changements dans l'utilisation des terres

Les changements survenant dans l'utilisation des sols peuvent avoir une incidence sur l'environnement parce qu'ils risquent de modifier la disponibilité des ressources ou de perturber les habitats ou les axes migratoires.

2.3 MÉTHODES D'ÉVALUATION DES INCIDENCES

2.3.1 L'évaluation sur la durée du cycle de vie (ÉCV)

Toute activité peut avoir des incidences sur l'environnement, à n'importe laquelle des étapes la composant, et ce n'est donc qu'en regard de la totalité du cycle de vie d'une activité donnée que l'on peut véritablement comprendre ces incidences qui sont échelonnées dans le temps — et donc faire des comparaisons avec les solutions de remplacement possibles. Par exemple, si l'on veut comparer les émissions atmosphériques des trains électriques, d'une part, à celle des trains à diesel, d'autre part, il ne suffit pas de considérer simplement les émissions du véhicule proprement dit qui, de toute façon, sont supérieures dans le cas du train à moteur diesel. En effet, il faut en plus tenir compte des émissions produites en «amont», autrement appelées «émissions indirectes», comme celles relevées au niveau de la centrale électrique qui alimente les caténaires.

Dans les ÉCV, on tient donc compte non pas seulement d'une étape mais de la totalité du cycle de vie, de l'extraction et du traitement de la matière première à l'élimination ou au recyclage du produit, en passant par sa fabrication et son utilisation. Donc, pour ce qui est de l'évaluation des effets du transport, il n'est pas question de s'intéresser uniquement aux effets associés à l'exploitation du véhicule, mais aussi à ce qui se produit à l'étape de sa fabrication, au niveau de la production du carburant qui l'alimente et des infrastructures qu'il utilise (par exemple, les routes ou les voies de chemin de fer), de même qu'aux étapes de son entretien et de son retrait du service. Afin de permettre une telle comparaison, il faut exprimer tous ces effets par une seule unité, comme l'incidence par kilomètre-voyageur transporté.

Bien que simples dans leur concept, les ÉCV ne sont pas toujours faciles à appliquer, si bien que le recours systématique aux évaluations qualitatives sur la durée du cycle de vie est relativement limité[2]. Le plus gros du travail d'évaluation sur la durée du cycle de vie a débuté vers le milieu des années 1970, principalement en réaction à la crise énergétique. Une partie de ce

travail des premières années a également porté sur l'utilisation des ressources et sur les rejets dans l'environnement. Récemment, l'ÉCV a été l'objet d'un regain d'intérêt, surtout à cause de l'inquiétude que soulève la production de déchets, et nombre d'évaluations ont porté sur l'emballage, sur les couches pour bébés et sur les autres produits justement associés à la génération de déchets. C'est le SETAC (1990) qui a signé la méthodologie d'évaluation sur la durée du cycle de vie qui s'impose de plus en plus dans le milieu. Elle s'articule en trois grandes étapes : l'inventaire, l'analyse des incidences et l'analyse des améliorations possibles. Jusqu'ici, l'attention a surtout porté sur l'étape de l'inventaire, qui consiste à quantifier les intrants et les extrants à chaque étape du cycle de vie. Il faut le regretter, car ce sont les incidences qui doivent servir de base de comparaison, et non pas simplement l'utilisation des ressources et les émissions. En effet, si un produit génère plus d'émissions qu'un autre, mais que celles-ci sont sans incidence parce qu'il n'y a pas de récepteur à proximité, alors l'inventaire risque d'être trompeur, surtout si l'on s'en sert de base à l'élaboration d'une politique.

2.3.2 L'évaluation du risque environnemental

L'évaluation quantitative du risque environnemental est une des méthodes possibles d'évaluation des incidences des rejets chimiques, méthode qui peut s'inscrire dans le cadre de l'analyse d'incidence d'une ÉCV. L'évaluation du risque a pour objet d'établir le rapport entre des rejets dans l'environnement et des réactions toxicologiques spécifiques. L'évaluation quantitative du risque implique l'enchaînement suivant :

- évaluation de l'exposition des récepteurs aux rejets (transformés ou non);
- évaluation des données toxicologiques et des conséquences de l'exposition sur les plans de la mortalité ou de la morbidité éventuelles;
- évaluation du risque au niveau de chaque individu ou de la population.

Évaluation de l'exposition : L'évaluation de l'exposition prend en compte les sources de rejets environnementaux, les voies de pénétration de ces derniers dans l'environnement, jusqu'aux récepteurs, ainsi que l'ampleur et la durée de l'exposition :

- Régimes d'émission : Les émissions, régulières et occasionnelles, sont évaluées à chaque étape du traitement. Afin de savoir comment les rejets

se déplacent dans l'environnement et quels sont les individus qui y sont exposés, il faut disposer de données quantitatives par contaminant (à cause des degrés de toxicité variables des différents contaminants) et en fonction du temps (car les incidences peuvent effectivement varier en fonction des volumes et de l'emplacement).

- Devenir dans l'environnement et transport : Une fois rejetées dans l'environnement, les émissions se déplacent. Elles peuvent se déposer après avoir ou non subi une transformation. L'analyse du devenir dans l'environnement et du transport porte sur des aspects tels que la dispersion et la dilution, les dépôts, la bioaccumulation et la transformation des composés. Elle est aussi l'occasion d'examiner les voies de pénétration des contaminants dans l'air, dans l'eau, dans les aliments et dans le sol.

- Détermination des récepteurs et régimes d'activité : Dans l'évaluation de l'exposition, on s'intéresse au récepteur et à la quantité de rejets ou de produits transformés, à laquelle celui-ci est exposé. En règle générale, les récepteurs sont les êtres humains, bien que l'on puisse également retenir les plantes cultivées ou sauvages, les animaux ou encore différents matériaux pour lesquels on évaluera les dommages subis. L'évaluation de l'exposition exige que l'on prenne en compte non seulement les voies de pénétration dans l'environnement, mais aussi les régimes d'activité (par exemple, la durée passée à un emplacement où l'exposition peut se produire ainsi que l'activité survenant pendant cette durée). Si le récepteur effectue des exercices physiques intenses, la dose de contaminants atmosphériques est supérieure à ce qu'on constate lorsqu'il est au repos. À cette étape, il peut également être nécessaire de tenir compte des conditions ambiantes ainsi que des émissions particulières à évaluer.

- La mesure de l'exposition varie selon la réponse toxicologique envisagée. En général, on évalue les réponses cancérigènes en fonction de l'exposition annuelle totale et, le plus souvent, on les exprime en dose par unité de masse corporelle, par an; l'exposition chronique non cancérigène peut être évaluée en termes de masse de contaminant par unité de masse corporelle, par période de deux semaines; enfin, dans le cas d'une exposition intense, on peut se servir du niveau de concentration dans l'air ou dans l'eau (g/kg ou mg/m^3).

Évaluation toxicologique : L'évaluation toxicologique s'attarde aux courbes de doses-réponse. Souvent, ces dernières sont dérivées d'études en laboratoire effectuées sur des espèces indicatrices, selon des modèles

toxicologiques de doses élevées à faibles desquels on dérive un comportement général. On dispose de données sur certains membres des espèces réceptrices, dans le cas de quelques composés et produits toxiques terminaux. Les concentrations ambiantes, autrement dit la contribution d'une source donnée à la concentration totale, constituent souvent un aspect critique. Cela est particulièrement vrai des effets toxiques qui ne se produisent qu'une fois certains seuils dépassés.

Évaluation du risque : Enfin, il est possible de combiner l'exposition estimée et les courbes de doses-réponse et d'évaluer ensuite l'incidence des rejets sur la morbidité ou la mortalité. En général, les risques sont exprimés sous la forme de probabilités de morbidité ou de mortalité, pour un individu ou pour toute la population exposée.

2.3.3 L'analyse écologique

Comme nous l'avons vu, l'utilisation des ressources est envisagée dans le cadre des évaluations sur la durée du cycle de vie. Par contre, la qualité de l'air, de la terre et de l'eau, ainsi que les urgences environnementales (ou éco-urgences) — du moins dans la mesure où elles affectent les espèces biologiques — peuvent être abordées dans le cadre de l'évaluation du risque environnemental[3]. Cependant, l'évaluation du risque environnemental s'intéresse essentiellement aux individus et à leur santé physiologique, à la suite d'une exposition à des produits chimiques. L'analyse écologique, quant à elle, envisage l'ensemble des effets de la pollution sur une population, sur une localité ou sur un écosystème, à la suite d'effets cumulés sur les individus et moyennant la prise en compte d'autres facteurs écologiques, comme l'existence d'habitats après des changements dans l'utilisation des sols. Ainsi, l'évaluation du risque peut consister à déterminer les effets des rejets environnementaux sur les membres de certaines espèces, alors que l'analyse écologique, quant à elle, s'intéresse à ces effets distincts sur la population et à la façon dont les changements dans la population peuvent affecter les autres espèces et écosystèmes.

Par exemple, l'effet que peut avoir, sur des communautés biologiques, l'assèchement de marais afin de construire une route peut être abordé dans le cadre d'une analyse écologique, tout comme les incidences des gaz à effet de serre et de l'appauvrissement de la couche d'ozone.

2.4 ÉVALUATION DES SOLUTIONS DE REMPLACEMENT

Une fois les incidences connues, il y a toutes les chances pour qu'une des solutions de remplacement envisagées (autrement dit un autre mode de transport) ait des incidences moins marquées dans certains cas et plus marquées dans d'autres. Les méthodes d'évaluation sont donc nécessaires afin de déterminer la meilleure solution globale dans un contexte donné. Il existe toute une batterie de méthodes du genre (VHB, 1990). Nous verrons, dans la partie qui suit, quelles sont les approches économiques à l'évaluation des différents types d'incidences et comment conduire de telles évaluations à partir de mesures économiques.

3. MÉTHODES D'ÉVALUATION DES COÛTS SOCIAUX DES DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX : THÉORIE ET PRATIQUE

3.1 L'APPROCHE ÉCONOMIQUE EN MATIÈRE D'ÉVALUATION

L'approche économique en matière d'évaluation est fondée sur le précepte voulant qu'il y ait évaluation dès qu'une personne se trouve confrontée à un choix entre deux ou plusieurs solutions mutuellement incompatibles. Le cas échéant, le fait de choisir une solution plutôt qu'une autre signifie que l'on doit renoncer à tout ce que l'on aurait obtenu en choisissant une autre option. Les économistes supposent que la solution retenue dans une telle situation est forcément celle à laquelle la personne accorde le plus de valeur. En effet, ce choix implique qu'un certain coût implicite se rattache au fait de délaisser la solution de remplacement de second choix, ce que les économistes décrivent par le terme de «coût d'opportunité». Ainsi, si une personne choisit de conduire son véhicule pour se rendre à destination, plutôt que de prendre un autocar, c'est que la valeur nette de la conduite de la voiture (valeur rattachée à la vitesse, au côté pratique et aux autres facteurs pour lesquels les avantages dépassent les coûts) est supérieure à la valeur nette que représente le fait d'emprunter l'autocar[4]. Si le fait de prendre l'autocar intervenait en second choix, alors la valeur nette de ce mode de transport (à l'exclusion d'autres facteurs importants, comme le fait de pouvoir voyager sans stress) constituerait le coût d'opportunité de la conduite du véhicule privé, de préférence au fait d'emprunter l'autocar.

Ce genre de choix intervient dans tous les cas, qu'il soit question d'acheter ou de ne pas acheter quelque chose. L'acte d'achat nécessite une certaine mise de fonds et, par conséquent, il faut *délaisser* quelque chose d'autre que l'on aurait pu se procurer avec le même montant. Si l'on décide de ne pas effectuer un achat, c'est que l'on s'attend explicitement à pouvoir tirer une plus grande valeur en économisant le montant prévu pour l'investir dans quelque chose d'autre. Ce sont ces genres de préférences qui s'exercent dans le commerce des biens et des services. Selon l'approche économique, afin d'évaluer de la même façon les biens et les services offerts sur les marchés et les biens et les services disponibles à l'extérieur du marché (comme c'est le cas des attraits environnementaux), il faut appliquer la même procédure d'évaluation aux deux cas de figure.

3.1.1 La volonté de payer et la volonté d'accepter

La relation entre valeur et argent constitue, pour l'économiste, une base quantitative à l'évaluation : la valeur d'un bien, pour une personne qui ne le possède pas déjà, correspond au montant maximum que celle-ci est disposée à payer pour l'acquérir (volonté de payer ou VDP). D'un autre côté, la valeur d'une chose que possède déjà une personne correspond au minimum que celle-ci serait prête à accepter pour la céder (volonté d'accepter ou VDA). Mais quelle que soit la mesure de valeur retenue, la valeur monétaire qu'une personne affecte à un bien en particulier dépend de ses avoirs, notamment de ses avoirs monétaires. Qui plus est, pour un même article, on aura tendance à accorder une valeur VDA plusieurs fois supérieure à la valeur VDP. Ainsi, la valeur économique qu'une personne accorde à un bien dépend de sa situation sur le plan des avoirs en général et sur celui de l'évaluation du bien concerné, en particulier.

À partir des évaluations monétaires individuelles, il est plus facile de calculer la valeur sociale, puisqu'il s'agit en fait de la somme de toutes les valeurs accordées. Les préférences relatives de chacun n'auraient pas le même poids dans la détermination de la valeur sociale, celles-ci devant être pondérées en fonction des avoirs totaux des intéressés. Donc, sur le plan de la politique officielle, cette valeur sociale semble être contraire au principe démocratique voulant qu'à chaque électeur corresponde un vote. Afin d'aligner la valeur sociale sur ce dernier principe, il faut pondérer les différentes évaluations pour tenir compte de ce que les gens seraient prêts à payer si leurs revenus étaient les mêmes. À cette fin, on peut *grosso modo* appliquer des pondérations aux évaluations monétaires de chacun, en proportion

inverse aux revenus ou aux avoirs (Pearce, 1983). Plus précisément, on peut prouver qu'il est encore plus facile de refléter ce genre de situation si l'on élève l'inverse au carré de l'élasticité de la demande (correspondant aux revenus d'une personne) pour le bien en question (Pearce, 1983). Si l'on considère les changements institutionnels qui permettent d'affecter ou de réaffecter les droits, il n'y a pas que les effets par catégorie de revenu qui peuvent être importants. Bromley (1991, p. 226) fait remarquer que les progrès importants réalisés dans la lutte contre la pollution atmosphérique et aquatique ont un effet négatif sur la distribution (incidence) des différents types d'avantages et de coûts, non seulement par catégorie de revenus, mais également par catégorie d'emplois, par lieu de résidence, par niveau d'instruction, de même que selon un certain nombre de variables que l'on prend rarement en compte dans les analyses économiques.

Toutes ces considérations relatives à la base appropriée d'évaluation ont principalement trait à l'évaluation des biens publics, notamment des nombreux services environnementaux (par exemple, l'air que l'on respire et qui transporte aussi les fumées d'échappement), et dont les affectations relèvent de décisions publiques (politiques). Qui détient les droits et pour quels services (droit d'émettre des fumées d'échappement ou de ne pas respirer ces fumées)[5]? Ainsi, pour établir les valeurs que les gens accordent aux services environnementaux, vaut-il mieux retenir la VDA ou la VDP? Qui plus est, les bonnes mesures de valeur sociale sont-elles uniquement fondées sur les avoirs monétaires des gens ou sur leurs avoirs totaux (notamment sur la part non monétaire des services environnementaux), ou faudrait-il faire comme si tous les revenus ou les avoirs étaient les mêmes?

Voici autant de considérations d'ordre général relatives à l'évaluation des coûts sociaux des dommages environnementaux, notamment de ceux occasionnés par le transport des voyageurs. D'un point de vue économique, le problème global des dommages occasionnés à l'environnement tient au fait que l'utilisation d'un service environnemental (par exemple, l'air qui transporte les fumées) peut modifier l'environnement et réduire les avantages (ou imposer des coûts) découlant, pour une personne en particulier ou pour la société en général, de l'utilisation du même service environnemental ou d'un autre service (par exemple, l'air pour respirer)[6]. Il existe donc des «coûts externes» liés à la seconde utilisation, mais imputables à la première. Et bien sûr, le simple fait de faire allusion à des «dommages environnementaux» et à des «coûts externes» revient à imputer certains droits de présomption à la seconde utilisation.

La forme de dommage à l'environnement la plus immédiate est celle occasionnée à notre santé. En économie, on traite la santé comme tout autre service. Étant donné que l'on part avec un capital santé, de même qu'avec d'autres avoirs, le coût de la perte de santé est équivalent au montant minimum d'indemnisation qu'une personne aurait pu exiger afin d'accepter la perte de façon volontaire. Si une autre personne souffrait également d'une perte liée à une détérioration de la santé de la première personne, alors le coût total devrait également inclure les indemnisations pour toutes les pertes. Il existe plusieurs types de pertes, notamment les coûts monétaires directs et les pertes de bien-être, qui entrent en ligne de compte dans le calcul des indemnisations. Selon Cropper et Freeman (1991, p. 166), il s'agit : (1) des dépenses médicales associées aux maladies dues à la pollution, notamment les coûts d'opportunité pour le temps passé à l'obtention des traitements; (2) des salaires perdus; (3) des dépenses de prévention associées aux tentatives visant à prévenir les maladies dues à la pollution; (4) de la perte d'utilité associée aux symptômes et aux pertes d'opportunité d'activités de loisir; (5) de changements dans l'espérance de vie ou dans les risques de mort prématurée.

Dans la même veine, lorsque les dommages environnementaux prennent la forme de dégâts occasionnés aux ressources naturelles (notamment aux cultures) et de dégâts matériels, le coût de la perte est équivalent au montant minimum nécessaire à l'indemnisation au titre de la perte des produits et services (en quantité ou en qualité) associée à ces ressources ou à ces matières.

3.2 LES DIFFÉRENTS TYPES DE VALEURS

3.2.1 La valeur d'usage direct

Dans le cas des artefacts culturels et des attraits environnementaux, plusieurs dimensions entrent en ligne de compte dans l'établissement de la valeur. On parle souvent de la valeur que l'on peut dériver de l'usage immédiat de biens ou de services (notamment des services environnementaux), autrement dit de «valeur d'usage direct». Cependant, dans le cas des attraits environnementaux, il faut se montrer prudent dans la détermination de ce qui constitue l'usage. La valeur de tels attraits tient non seulement à la jouissance directe de ces derniers, mais également à l'expérience indirecte qu'on peut en avoir, c'est-à-dire à la documentation, aux photographies, aux films et aux émissions de télévision. On parle alors parfois de «valeur d'usage de substitut».

3.2.2 La valeur d'option

Les économistes admettent également que les biens et les services peuvent avoir des valeurs autres que celle associée à leur usage immédiat. Les personnes ne trouvant pas, dans l'immédiat, d'utilité à un bien ou à un service donnés, pourraient se montrer disposées à verser tout de suite un certain montant pour obtenir une option d'achat valable à une date ultérieure, surtout si elles n'étaient pas certaines que le bien ou le service en question puisse être disponible plus tard. Dans le même ordre d'idées, et même si la disponibilité du bien ou du service dans l'avenir n'entre pas en ligne de compte, il se pourrait que l'acheteur potentiel ne soit pas certain de vouloir acquérir ou utiliser ce bien ou ce service plus tard, au point qu'il pourrait se montrer disposé à payer dans l'immédiat pour s'en tenir à une option d'achat. Ces types de valeurs, concrétisées par la volonté de payer d'un individu, sont respectivement baptisés par les économistes de «valeur d'option d'approvisionnement» et de «valeur d'option de demande».

3.2.3 La valeur de quasi-option

Dans le cas des actions aux conséquences incertaines, mais irréversibles, sur l'environnement (conséquences pouvant toutefois se préciser avec le temps), on applique un autre type de valeur, bien que liée aux précédentes. Par exemple, on peut ne pas être certain des avantages découlant de la préservation d'un écosystème qui risquerait d'être irrémédiablement endommagé par un projet particulier. C'est là qu'intervient la valeur que les économistes appellent «valeur de quasi-option» et qui correspond au maintien d'une option d'usage futur, en attendant que l'on dispose de plus de données sur le problème.

3.2.4 La valeur d'existence

Outre la volonté de payer pour un usage actuel et à venir (éventuel), certains pourront désirer payer uniquement pour garantir l'existence d'un attrait environnemental particulier (par exemple, la faune dans une région donnée), qu'ils aient ou non l'intention de l'utiliser directement ou indirectement. Dans ce cas, les économistes parlent de «valeur d'existence». En outre, des gens pourront vouloir payer pour l'existence de ces attraits, non seulement pour eux-mêmes, mais également pour leurs enfants et pour les générations à venir. Dans ce cas, on parle également de «valeur de legs».

En pratique, il est souvent difficile de savoir si les gens peuvent effectivement faire le distinguo, sur un plan idéologique ou pratique, entre la valeur

d'usage de substitut, la valeur d'existence et la valeur de legs. C'est pour cette raison que ces différentes expressions de valeur sont souvent regroupées dans le concept général de valeur d'existence, principe que nous retiendrons d'ailleurs ici.

3.2.5 Sommaire

Les économistes ont dégagé trois grands types de valeurs qui amènent les gens à vouloir payer (ou à accepter un paiement) pour des attraits environnementaux non commercialisés : la valeur d'usage, la valeur d'option et la valeur d'existence. Par conséquent, les coûts sociaux des dommages environnementaux peuvent être évalués en fonction des pertes subies au titre de ces valeurs.

Il est évident que l'approche économique en matière d'évaluation fait porter tout le poids sur les valeurs que les gens attachent aux choses, en regard de la valeur qu'ils accordent à leurs avoirs : combien de leurs autres avoirs ou actifs seraient-ils disposés à abandonner pour obtenir un article auquel ils tiennent, ou combien seraient-ils prêts à accepter à titre de compensation pour laisser aller un article qu'ils chérissent? Mais cette approche est discutable à plus d'un titre. Tout d'abord, il est évident qu'il s'agit là d'une évaluation essentiellement fondée sur un caractère anthropocentrique. D'un autre côté, il est difficile de concevoir une méthode d'évaluation qui ne soit pas anthropocentrique. Quoi qu'il en soit, toute base d'évaluation qui ne serait pas anthropocentrique semblerait tenir de la vision «biocentrique» du monde que nous proposent les défenseurs de «l'écologie poussée» (Devall et Sessions, 1985; Naess, 1989). D'après cette vision, la validité d'une évaluation ne découle pas simplement de la volonté humaine, mais elle s'apparente à un critère écologique plus large. Qui plus est, l'approche économique en matière d'évaluation dépend essentiellement de la connaissance que les gens ont de la conduite d'évaluations des services environnementaux, bien que les scientifiques ne soient pas toujours certains de l'importance relative des éléments de l'écosystème et de leurs fonctions respectives. Comme le fait remarquer Costanza (1990, p. 336), le grand public est loin d'être parfaitement renseigné à propos de la véritable contribution de l'écosystème à leur bien-être et, par conséquent, ils peuvent ne pas être capables d'évaluer directement les services que leur rend cet écosystème.

Ces limites étant posées, toute la force de l'approche économique en matière d'évaluation réside dans le fait qu'elle se veut une tentative visant

à dégager les «véritables» préférences des gens en matière d'agrégats (c'est-à-dire, le maximum qu'ils seraient disposés à céder et le minimum qu'ils accepteraient à titre d'indemnité), en regard de l'actuelle répartition des avoirs (et des dettes). On est en droit de se demander si le statu quo est une base qui convient à l'évaluation sociale, et il est permis de douter que les gens sont suffisamment renseignés ou qu'ils ont la capacité de conduire les évaluations des écosystèmes et de leurs services, ce qui n'empêche qu'on peut croire qu'une telle mesure de la valeur constitue une donnée utile dans l'élaboration de politiques économiques et environnementales. Quoi qu'il en soit, il ne faut pas oublier qu'il s'agit là de données incomplètes et qui risquent d'être trompeuses, sauf si elles sont complétées par d'autres renseignements, comme les données économiques sur les incidences des coûts et des avantages, et les données écologiques sur la durabilité des différents usages environnementaux. Il ne faut donc pas oublier qu'il est nécessaire de disposer de renseignements supplémentaires dans l'interprétation des données sur les coûts sociaux fournis dans la présente.

3.3 MÉTHODES D'ÉVALUATION DES AVANTAGES ET DES COÛTS

Les avantages et les coûts économiques de tout changement survenant dans la situation d'une personne peuvent être ventilés suivant deux catégories :

- les gains et les pertes occasionnés aux avoirs monétaires de la personne (ou les avoirs cédés contre de l'argent);
- l'accroissement ou la diminution du bien-être ou de l'avoir non monétaire de la personne.

3.3.1 L'évaluation des coûts directs

On peut estimer que l'avantage ou le coût d'un changement tombant dans la première catégorie correspond simplement à la valeur monétaire des avoirs, parce que l'indemnisation pour l'avantage ou le coût peut simplement consister à ramener les avoirs monétaires de la personne concernée à ce qu'ils étaient avant la transaction. On peut considérer que certains des coûts des changements environnementaux s'apparente à ce genre de coûts directs[7]. Il faut faire attention lorsque les dommages sont répartis au point d'influencer les prix. Le cas échéant, les coûts et leur distribution peuvent être déterminés par la réaction du marché aux pertes occasionnées par les dommages.

La présente partie porte principalement sur les méthodes d'évaluation des changements de la seconde catégorie. Toutes ces méthodes sont des façons directes ou indirectes de déterminer les valeurs que les gens attribuent aux changements survenant dans leur bien-être ou dans leurs avoirs non monétaires, le plus souvent en termes de VDP au titre d'améliorations éventuelles ou pour éviter des pertes, et parfois en termes de pertes de VDA. L'un des problèmes pratiques propres à ces méthodes tient au fait qu'on peut souvent les appliquer uniquement pour indiquer la VDP. Cependant, si les droits ont été initialement attribués sur la base d'un usage antérieur ou d'un usage non destructif, par exemple, alors la mesure de la valeur la plus appropriée devient la VDA des titulaires de ces droits (Krutilla et Fisher, 1985). Jusqu'à récemment, les économistes supposaient couramment que VDA et VDP devaient être équivalentes, de sorte qu'on aurait pu substituer une VDA pour une VDP. On supposait alors que les fonctions de valeur étaient continues, autrement dit, qu'il n'y avait pas de changements abrupts dans les valeurs marginales en fonction des quantités consommées. Comme nous l'avons vu, il est à présent évident que la VDA est souvent nettement supérieure à la VDP dans les situations courantes (Knetsch et Sinden, 1984; Knetsch, 1984). Cela revient à dire que les fonctions de valeur sont souvent coudées pour une quantité de référence donnée qui, le plus souvent, correspond à la quantité de consommation courante.

On peut évaluer le bien-être de trois façons différentes :

- par les méthodes faisant appel à la fonction de production ménagère (FPM);
- par les méthodes hédonistes;
- par les méthodes d'évaluation subordonnée (MÉS).

Les deux premières méthodes constituent des façons indirectes d'évaluer les préférences par déduction à partir du comportement du marché : on parle alors de «préférences révélées», qui sont indiquées par un comportement observable. La troisième méthode consiste à déterminer les préférences de façon directe, par sondage (entrevues).

Deux autres méthodes d'évaluation des coûts environnementaux sont discutables; il s'agit :

- de la méthode des coûts nécessaires pour réaliser les objectifs de réduction d'émissions;
- de la méthode fondée sur les coûts implicites des décisions ou des mesures d'atténuation antérieures.

Ces deux méthodes sont fondées sur la prémisse voulant que les évaluations déjà réalisées dans le cadre du processus d'élaboration de la politique constituent un guide plus approprié que les évaluations individuelles, pour l'élaboration de politiques futures. Ces méthodes donnent apparemment lieu à un véritable cercle vicieux, puisque les évaluations semblent imperméables à tout critère échappant au processus d'élaboration de la politique. Quoi qu'il en soit, on pourrait soutenir qu'elles tiennent mieux compte de certaines considérations relatives aux incidences de coûts et d'avantages et à la durabilité des usages environnementaux dont il a été question à la fin de la partie précédente. Afin d'éviter le cercle vicieux des méthodes fondées sur la politique, il conviendrait de prendre en compte ces aspects de façon explicite. Ainsi, si l'on adoptait le principe de ne pas permettre de perte nette nulle du capital naturel (Pearce et Turner, 1990), en tant que condition de base de la durabilité et qu'engagement envers ce principe, une «prime de durabilité» (ibid.) pourrait être ajoutée aux différentes valeurs déterminées selon les méthodes précédentes.

3.3.2 Les méthodes de la fonction de production ménagère (FPM)

Les méthodes FPM s'appuient sur le constat selon lequel la plupart des biens et services de consommation ne sont que des produits intermédiaires que les ménages utilisent dans la production de leurs propres produits et services destinés à leur propre usage. Mais cette «production ménagère» est également liée aux conditions environnementales. Il existe, en particulier, un lien étroit entre les dépenses ménagères relatives à certains biens et services et l'utilisation des attraits environnementaux ou les efforts déployés en vue d'éviter la disparition de ces attraits. Les montants que les ménages sont prêts à payer pour des biens et des services commercialisés peuvent donc servir de base à l'évaluation des attraits et des pertes d'attraits environnementaux.

Habituellement, les méthodes FPM s'attardent à un bien ou à un service en particulier et supposent que les montants versés par chaque foyer pour ce bien ou ce service sont établis d'avance. Cela étant posé, la méthode FPM

consiste à constater quels sont les foyers qui effectuent des achats, et dans quelles quantités.

La méthode FPM qui est utilisée le plus régulièrement, et depuis le plus longtemps, est celle des coûts de déplacement (MCD) qui permet d'évaluer les emplacements récréatifs. Dans cette méthode, les «prix» qui établissent la différence entre un foyer et un autre correspondent aux coûts de déplacement pour se rendre à un emplacement récréatif; en général, plus les distances à parcourir sont importantes, plus les coûts sont élevés.

Récemment, la méthode FPM a également servi à l'évaluation des facteurs ayant une incidence sur la santé, par l'analyse des comportements défensifs ou préventifs. Par exemple, la fréquence des visites chez le médecin, ainsi que l'achat de filtres d'eau et de tests ou de dispositifs de détection du radon radioactif à l'état naturel, ont servi de base pour se faire une idée des connaissances et des évaluations associées aux effets sur la santé (Smith, 1991). On peut appliquer cette méthode dans le cas des émissions dues au transport, si l'on peut considérer que l'achat de climatiseurs, surtout dans le cas des automobiles, a — du moins en partie — pour objet de filtrer l'air. Certes, on se heurte tout de suite au problème de savoir quelle est la part de dépenses associées à l'achat d'un climatiseur qui doit être attribuée au filtrage de l'air plutôt qu'à son refroidissement.

Les applications des méthodes MCD nécessitent généralement l'adoption d'hypothèses limitatives et simplificatrices, à propos des facteurs déterminant les décisions d'achat. Le nombre de données nécessaires dans le cas de ces méthodes croît de façon exponentielle, dans le même sens que le nombre de facteurs à considérer.

3.3.3 Les méthodes hédonistes

À l'instar des méthodes MDC, les méthodes hédonistes dépendent du lien hypothétique existant entre l'achat de biens et de services commercialisés et l'évaluation des attraits ou des pertes d'attraits environnementaux. Dans le cas présent, il s'agit le plus souvent de biens fonciers (généralement de résidences ou de terres agricoles) et parfois de main-d'oeuvre.

Dans le cas des méthodes hédonistes (parfois appelées méthodes hédonistes de fixation des prix), les prix sont fonction de différents facteurs, notamment de facteurs environnementaux. Par exemple, on peut poser en hypothèse

que le prix d'une propriété résidentielle est lié aux attraits environnementaux de la région. Ainsi, on peut se servir des données de prix pour déduire la valeur de ces attraits (volonté de payer pour en jouir). Par exemple, les maisons situées dans la zone de bruit d'un aéroport risquent de se vendre moins cher que des maisons comparables situées à l'extérieur de cette zone, ce qui donne donc une idée du coût que les gens attribuent au bruit.

Dans la même veine, si l'on retient pour hypothèse que des gens peuvent accepter de travailler pour des salaires inférieurs dans un milieu naturel plus agréable, alors les taux salariaux peuvent permettre de déduire la valeur que les personnes concernées accordent à ces attraits environnementaux.

Bien que les méthodes hédonistes soient simples en principe, leur application soulève plusieurs difficultés. La principale est liée à la production de résultats statistiques significatifs, lorsque les attraits environnementaux peuvent n'être que des facteurs mineurs parmi tant d'autres ayant une influence sur les prix. Dans le cas des propriétés résidentielles, en particulier, les caractéristiques de ces dernières et du quartier, ainsi que l'accessibilité aux moyens de transport et aux lieux de travail, risquent fort d'être des facteurs aussi importants, voire plus importants, que les attraits environnementaux. Qui plus est, il risque de ne pas y avoir beaucoup de variété sur le plan des attraits environnementaux au sein d'une même région géographique, du moins en regard du marché des propriétés résidentielles. Les différences existant entre les autres facteurs pourraient compliquer les comparaisons entre marchés.

L'application des méthodes hédonistes soulève un autre problème, celui de la formulation d'hypothèses à propos du lien mathématique existant entre les prix et les caractéristiques pertinentes de la détermination des prix. Plus les hypothèses de départ sont générales, plus il faut disposer de variables pour préciser ce genre de liens mathématiques. Les données nécessaires risquent d'être la source des plus grandes difficultés dans l'application des méthodes hédonistes, surtout s'il convient d'évaluer la demande (volonté de payer) en regard de toute une gamme de qualités environnementales. Quoi qu'il en soit, les exemples d'application des méthodes hédonistes ne manquent pas et l'on a accompli certains progrès dans l'affinage de ces dernières, de sorte qu'elles sont plus faciles d'application et également plus fiables (Palmquist, 1991; Pearce et Markandya, 1989; Cropper et Oates, 1990).

3.3.4 Les méthodes d'évaluation subordonnée (MES)

Les méthodes d'évaluation subordonnée (MES) font appel à la tenue d'un sondage par questionnaire dont l'objet est de déterminer la VDA ou la VDP du public, en regard d'avantages ou de pertes donnés. Certaines fois, on demande aux répondants d'indiquer une valeur maximale en dollars ou de choisir une valeur maximale dans une gamme donnée. Le plus souvent, on leur demande s'ils seraient prêts à payer un montant donné que l'on augmente dès qu'ils acceptent; par contre, en cas de refus, ce montant est abaissé jusqu'à ce qu'on parvienne à déterminer la somme maximale qu'ils seraient disposés à verser. Parfois, enfin, l'intervieweur indique verbalement ou à l'aide d'un graphique les montants payés pour des avantages semblables, à titre de comparaison.

Une étude effectuée à Berlin, vers le milieu des années 1980 (Schulz, 1985, dans Schulz et Schulz, 1991), est un très bon exemple d'application de la méthode MES à l'évaluation de la qualité de l'air urbain. Les résidents de Berlin ont été sondés afin de déterminer leur volonté de payer pour quatre types de qualité d'air : l'air de Berlin (au seuil d'alerte au smog); l'air d'une grande ville (où la qualité de l'air ne justifie pas une alerte au smog); l'air d'une petite ville et l'air caractéristique des lieux de vacances et des centres de villégiature. De plus, on a réparti les répondants en plusieurs catégories, selon les réponses qu'ils avaient fournies à différentes questions, en fonction de leurs connaissances de la pollution de l'air et de ses effets. Après extrapolation de ces résultats à l'ensemble de l'ex-République fédérale allemande (dont la population frisait les 60 millions d'habitants), on a chiffré l'avantage de l'amélioration de la qualité de l'air, pour parvenir à celui d'une petite ville, à 14 milliards de DM par an (environ 160 $ CAN par habitant), et à 30 milliards de DM par an (environ 350 $ CAN par habitant) pour parvenir à une qualité d'air correspondant à celle des lieux de villégiature. Après correction en fonction des «déficits d'informations» des répondants les moins renseignés, ces estimations de volonté de payer ont été respectivement portées à 28 milliards de DM par an (320 $ CAN par habitant) et à 48 milliards de DM par an (560 $ CAN par habitant).

Au début, nombre d'économistes doutaient que la méthode MES pût produire des résultats utiles à cause du nombre et de l'importance des biais possibles. Les différents genres de biais ont été parfaitement documentés et

analysés par Mitchell et Carson (1989). Ainsi, par exemple, de simples applications de cette méthode pourraient donner lieu à une sorte de «biais stratégique» selon lequel les répondants accorderaient des valeurs supérieures à leur véritable VDP, dans l'espoir que cela leur garantirait l'avantage convoité, convaincus de ne pas avoir à payer un montant proportionnel à la valeur indiquée. Si l'application de la méthode prévoyait un paiement réel (résultant d'un éventuel «cadeau» fixe initial), alors les répondants pourraient indiquer une valeur inférieure à celle de leur VDP réelle, persuadés que leur opinion n'aurait que peu d'effet sur l'obtention de l'avantage; cela étant, la valeur attendue d'une annonce élevée est faible, comparativement à la valeur que représente la limitation du paiement.

Toute tentative visant à évaluer la VDA pour une perte, après coup, soulève le problème du biais stratégique. Celui-ci est moindre avant que la perte ne se produise et, par conséquent, la MES, comme les autres méthodes, semble mieux adaptée pour évaluer la VDP. Par contre, toutes ces méthodes posent encore le problème de l'évaluation des coûts sociaux des dommages environnementaux.

Il existe bien d'autres biais possibles associés à la MES (Pearce et Turner, 1990; Carson, 1991; Mitchell et Carson, 1989). Cependant, on a réalisé d'importants progrès, surtout au cours de la dernière décennie, dans les techniques de test et de contrôle des biais (Carson, 1991; Mitchell et Carson, 1989). Résultat : la MES est à présent plus souvent appliquée et acceptée. Elle présente également le grand avantage d'être souvent la seule méthode permettant d'évaluer tous les types de valeurs, pas seulement celles d'usage et d'option.

Malgré les progrès dont a bénéficié la MES, son concept d'application fait encore appel à de grands déploiements de raffinement pour obtenir des résultats fiables. La MES exige souvent qu'on pose de nombreuses questions afin de caractériser et de vérifier la validité des réponses d'évaluation; les procédures d'échantillonnage et d'analyse peuvent également être relativement complexes. Bien que la MES soit désormais mieux acceptée par les économistes, c'est sans doute à l'extérieur de la profession que l'on éprouve le plus de difficulté à l'accepter.

3.4 APPLICATION DES MÉTHODES D'ÉVALUATION AUX DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX

Toutes les méthodes d'évaluation ne permettent pas de mesurer l'ensemble des coûts sociaux attribuables aux dommages environnementaux. Le tableau 1 établit le rapport entre les différentes méthodes et les coûts sociaux mentionnés à la partie 3.1.

Les «coûts directs» des dommages environnementaux interviennent lorsqu'il y a perte monétaire directe due à un dommage. Comme on peut le voir dans le tableau, il s'agirait des cas de dépenses pour raisons médicales, de pertes de salaire, de dépenses défensives ou d'évitement, de coûts de réparations matérielles et de perte de productivité des ressources naturelles. Bien sûr, dans chaque cas, l'établissement de la relation causale entre le soi-disant agent de dommage environnemental et la perte serait caractérisé par différents degrés de difficulté.

Pour ce qui est des méthodes de FPM, la méthode du comportement d'évitement pourrait, en principe, être appliquée à tous les coûts, sous réserve que l'on constate des comportements d'évitement adaptés à chaque cas. Dans la pratique, la méthode du comportement d'évitement a été appliquée plus couramment aux effets sur la santé. Dans tous les cas, il convient de remarquer que cette méthode ne permet d'obtenir qu'une VDP *ex ante* des coûts auxquels les personnes s'attendent à faire face. D'aucuns pourraient arguer que c'est en fait la VDA *ex post* qui est la plus appropriée aux fins de l'élaboration d'une politique.

En outre, de toutes les méthodes FPM, seule celle du coût de déplacement fait appel aux valeurs d'usage d'artefacts culturels et d'attraits naturels. Dans le cas de l'évaluation d'un dommage environnemental, il serait nécessaire d'appliquer la méthode des coûts de déplacement avant et après le dommage en question ou d'avoir recours à plusieurs solutions de remplacement «équivalentes» ne différant que sur le plan de la qualité environnementale.

Il y a beaucoup plus de chances pour qu'on applique les méthodes hédonistes aux dommages occasionnés à la santé et aux diminutions des valeurs d'usage et d'option des attraits naturels dans les zones résidentielles. En principe, la méthode du taux de salaire et la méthode du prix des propriétés

Tableau 1

APPLICATION DES MÉTHODES D'ÉVALUATION AUX COÛTS SOCIAUX DES DOMMAGES CAUSÉS À L'ENVIRONNEMENT

		Coût direct	Méthode de comportement défensif/ prévention	Méthode du coût de déplacement	Méthode hédoniste	Méthode d'évaluation subordonnée
Santé et confort	dépenses médicales (y compris le coût d'opportunité pour le temps)	•	•		•	
	salaires perdus	•	•		•	
	dépenses de prévention ou de défense	•	•		•	
	désutilité des symptômes et perte de loisirs		•		•	•
	changements dans l'espérance de vie et dans le risque de décès		•		•	•
Dommages matériels	coût de réparation/ de remplacement/ de nettoyage	•	•			
	perte d'héritage culturel — valeur d'usage		•	•		•
	perte d'héritage culturel — valeur d'option		•			•
	perte d'héritage culturel — valeur d'existence		•			•
Environnement naturel	perte de productivité des ressources naturelles	•	•			
	perte des attraits naturels — valeur d'usage		•	•	•	•
	perte des attraits naturels — valeur d'option		•		•	•
	perte des attraits naturels — valeur d'existence		•			•

résidentielles pourraient être appliquées à ces valeurs. En pratique, toutefois, la méthode du taux de salaire a servi à l'évaluation des risques de la santé en milieu de travail, et la méthode du prix des propriétés résidentielles à l'évaluation des valeurs d'usage et d'option des attraits environnementaux dans les secteurs résidentiels. On pourrait en outre avoir recours à la méthode hédoniste d'évaluation des coûts des dommages environnementaux des terres agricoles, à partir des prix des terres.

En principe, la méthode d'évaluation subordonnée pourrait s'appliquer à l'ensemble des coûts, mais elle est généralement inadaptée pour dériver des évaluations hypothétiques de coûts directs, lorsqu'on peut disposer de données réelles sur ces coûts. Si l'on prend soin d'éviter la «double comptabilisation» (c'est-à-dire de compter deux fois la même valeur), on peut additionner la valeur ou les coûts différents pour obtenir les valeurs ou les coûts totaux.

Nombre d'économistes préfèrent la conception de recherches où deux méthodes d'évaluation ou plus sont appliquées au même objet de valeur, afin de comparer les résultats entre ces méthodes.

4. Dommages environnementaux

Comme nous l'avons vu à la partie 2, il convient de prendre en compte trois aspects des dommages environnementaux :

- les changements survenus dans les besoins de ressources, et que l'on peut évaluer à partir de techniques d'analyse sur la durée du cycle de vie;
- les changements survenus dans les rejets physiques et chimiques, mesurés grâce aux techniques d'évaluation du risque environnemental;
- les changements dans les régimes d'utilisation des terres, généralement exprimés en termes de changements dans la disponibilité de l'habitat ou par le biais d'«analyses écologiques».

Bien que la recherche ait été axée sur l'évaluation des risques environnementaux, parce qu'elle peut être directement appliquée à la détermination de la toxicité pour les êtres humains ainsi que de la morbidité, il convient d'envisager les trois aspects susmentionnés pour parvenir à une évaluation

complète des dommages environnementaux. D'ailleurs, il existe un lien entre ces trois types de dommages : les changements dans les rejets physiques et chimiques peuvent souvent être reliés aux changements survenant dans le traitement et l'usage des ressources, et les rejets physiques et chimiques ont un effet négatif sur la qualité des ressources, ce qui peut se traduire par un fléchissement de la disponibilité de l'habitat. Résultat : il ne faut prendre aucune technique en isolement des autres. Il faut les envisager globalement, en tant que système, les données obtenues grâce à une méthode d'évaluation permettant d'en alimenter une autre.

Il est difficile d'obtenir toutes les données nécessaires pour chaque type d'évaluation. Cependant, il est possible de dériver certaines conclusions à partir des données dont on dispose. Seule une partie de ces données s'appliquera directement à l'évaluation des dommages et cette section présente, justement, les données qualitatives et quantitatives à prendre en compte dans l'évaluation des dommages attribuables à chaque mode de transport.

4.1 DOMMAGES DUS AUX CHANGEMENTS SURVENUS SUR LE PLAN DES BESOINS DE RESSOURCES

L'usage des ressources est associé à trois types de dommages environnementaux, à savoir : l'incidence des émissions rejetées au stade de l'extraction des ressources, l'effet de l'extraction des ressources sur les régimes d'utilisation des sols et, enfin, la réduction du capital-ressource.

La perte de capital-ressource n'est pas directement dommageable pour l'environnement, et c'est plutôt la conséquence de l'extraction des ressources sur le développement durable à long terme qui serait préoccupante. On peut exprimer ce genre de dommages en termes de rythme de disparition du capital et de possibilité de remplacement des ressources.

Dans les lignes qui suivent, nous effectuerons un survol de l'usage des ressources associées à la fabrication et à l'exploitation des véhicules de transport, notamment pour ce qui est des infrastructures.

Fabrication des véhicules : Les ressources consommées à chaque étape de la fabrication d'un véhicule englobent notamment :

- l'extraction de ressources naturelles;

- la transformation des ressources naturelles en produits finis;
- l'assemblage des pièces;
- l'assemblage du véhicule.

Il n'est pas possible de dresser un inventaire complet des ressources utilisées, des émissions et des déchets correspondant à chaque étape de la fabrication, car on ne dispose souvent pas des données nécessaires, et il n'est pas possible non plus de traiter les données sous la forme d'agrégats, parce qu'elles ne représentent plus alors les différents procédés entrant en jeu (VHB, 1991c). L'assemblage d'une série de données comparables pour des véhicules de transport différents est également compliqué à cause d'incohérences dans les procédures de contrôle et de compte rendu.

De toutes les ressources considérées, ce sont les données sur l'usage énergétique qui sont le plus facilement disponibles. Il est possible d'assembler de telles données pour la fabrication des quatre éléments de base entrant dans la construction des véhicules de transport, à savoir l'acier, l'aluminium, le plastique dur et le verre.

Il est possible d'évaluer les émissions atmosphériques, à partir des facteurs d'émission, après désagrégation des données par type de carburant[8]. La moyenne des émissions dues à la fabrication des véhicules, sur la durée de vie de ces véhicules, doit être ajoutée aux émissions dues à l'utilisation de ces derniers.

Construction et entretien des infrastructures : L'utilisation des ressources et les émissions propres à la construction et à l'entretien du réseau et des dépôts routiers contribuent également aux dommages environnementaux occasionnés par le secteur des transports. Le tableau 2 montre la quantité approximative d'énergie consommée pour fabriquer du bitume et pour goudronner un kilomètre de route à quatre voies (deux voies dans chaque sens). On remarquera que les valeurs n'englobent pas l'énergie contenue dans le goudron, l'énergie nécessaire à la préparation du sol en vue du pavage ni l'énergie nécessaire à la fabrication et à la distribution du mobilier urbain, comme les barrières de sécurité.

Pour construire un kilomètre de route, il faut environ 32 GJ d'énergie. Cependant, cette consommation est négligeable comparativement à l'énergie consommée par tous les véhicules empruntant ce même tronçon de route.

Tableau 2
ÉNERGIE CONSOMMÉE DANS LE REVÊTEMENT DES ROUTES

Tâche	Consommation énergétique/km	Notes
fabrication du pavage	2 000 MJ	4 000 tonnes de bitume nécessaires par km de route à 4 voies (communication personnelle avec Bayne Potapchuk, D. Crupi and Sons, Scarborough) environ 0,5 MJ/tonne de bitume (Brown, 1985)
pose du revêtement	10 400 to 30 800 MJ	270 à 800 tonnes équivalentes de pétrole (OCDE, 1988) 1 tonne = 1,17 ML de brut (LeBlanc, 1992) 1 ML de brut = 38,51 TJ (Statistique Canada, catalogue n° 57-003)

Raffinage et distribution du carburant : Les raffineries de pétrole ont de nombreuses incidences environnementales. Au nombre des polluants atmosphériques relâchés en grandes quantités, mentionnons le dioxyde de soufre, les hydrocarbures, les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone et les particules. Parmi les contaminants conventionnels mesurés dans les effluents industriels, on retrouve le carbone organique total et le carbone organique dissous, l'ammoniaque, l'azote, les matières en suspension et les matières volatiles, les sulfures, les phosphores, les huiles et les graisses, les phénoliques et le pH. Le benzène, l'éthylbenzène, le toluène et le xylène ont également été détectés en quantités importantes dans les raffineries. On a aussi relevé des teneurs élevées de chrome et de zinc dans les effluents. En outre, les raffineries de pétrole produisent des déchets qui risquent d'être dangereux et qui se composent de boues résultant du traitement des effluents, de catalyseurs usagés et de goudron (VHB et Canviro, 1991).

L'essence a une pression de vapeur élevée, comparativement aux autres carburants liquides de transport. Cette pression, combinée aux importants volumes d'essence utilisée dans le secteur du transport, signifie que la

distribution et la mise en marché de l'essence représentent environ 10 pour cent des émissions totales d'hydrocarbures au Canada (Tableau 3). Ces émissions sont attribuables :

- au dégagement de vapeur pendant l'entreposage et le transfert de carburant entre la raffinerie et les stations-service;
- aux fuites qui se produisent lors du remplissage du réservoir des véhicules à la pompe à essence (Transports Canada et Environnement Canada, 1989).

Il y a longtemps déjà que l'on voit dans le développement de carburants de remplacement une mesure susceptible de réduire la dépendance du secteur des transports des carburants fossiles.

Certains voient un avenir prometteur aux voitures électriques, et les grands fabricants nord-américains sont d'ailleurs en train de tester certains prototypes. Bien que ces véhicules ne produisent aucune émission, c'est à l'étape de la production d'électricité que les polluants sont rejetés dans l'atmosphère, surtout dans le cas des centrales thermiques au charbon. Enfin, dans la détermination des coûts totaux pour l'environnement des véhicules mus à l'électricité, il faut aussi considérer les risques associés aux centrales nucléaires.

Exploitation et maintenance : L'élimination de composants de véhicules automobiles dangereux ou potentiellement dangereux peut également donner lieu à des dommages environnementaux notoires. Le cadmium, le mercure et le plomb que contiennent les batteries de véhicules sont rejetés sous l'effet de la corrosion. Les batteries doivent donc être déposées dans des décharges réservées aux déchets dangereux. Mais, même là, il n'est pas rare que des fuites se produisent.

Les agents réfrigérants, utilisés dans les systèmes de climatisation des véhicules de transport, renferment du CFC-12 qui, comme on le sait, provoque l'appauvrissement de la couche d'ozone, source, pense-t-on, du réchauffement planétaire. Bien qu'il soit possible de raffiner et de recycler sur place les réfrigérants, il n'y a que certains garages qui offrent ce service.

L'huile de moteur usée contient des contaminants organiques tels que les BPC, le benzène et le toluène, de même que du plomb. Cette huile est traditionnellement utilisée comme dépoussiérant que l'on épand sur les

Tableau 3

INVENTAIRE DES ÉMISSIONS AU CANADA POUR 1985 (KILOTONNES)

Source	CO_2[b] (kt)	%	SO_2 (kt)[e]	%	NO_x (kt)	%	HC[a] (kt)	%	PM[c] (kt)	%	CO (kt)	%
Motocyclettes	192	<0,01			1	0,1	4	0,2			15	0,1
Voitures de tourisme	52 547	12,1			392	20,0	471	26,2			4 016	37,2
Utilitaires légers	10 509	2,4	47		74	3,8	115	6,4			850	7,9
Poids moyens	7 813	1,8			54	2,7	78	4,3	1	0,1	570	5,3
Poids lourds	27 075	6,2		1,2	286	14,6	64	3,5	22	1,0	436	4,0
Avions	12 271	2,8	[f]		34	1,7	10	0,6			117	1,1
Bateaux	5 219	1,2	17	0,4	17	0,9	28	1,6			85	0,8
Trains	3 145	0,7	18	0,5	138	7,0	10	0,6	6	0,3	48	0,4
Total transport	118 771	27,3	82	2,2	994	50,7	780	43,4	29	1,3	6 135	56,9
Total des sources	**435 180**	**100**	**3 800[e]**	**100**	**1 959**	**100**	**1 798**	**100**	**2 200[d]**	**100**	**10 780**	**100**

Sources : **Transports Canada, 1989; OCDE, 1991; SENES Consultants, 1991.**

Nota : **Les blancs indiquent que les données ne sont pas disponibles.**

a **Non-méthane**
b **Combustible fossile uniquement (1987)**
c **Diesel uniquement**
d **Masse totale de particules, toutes sources confondues**
e **3 800 kt pour la fin des années 1980, OCDE, 1991. La ventilation de SO_2 a été obtenue auprès de SENES Consultants, 1991**
f **Inclus dans trains.**

routes non goudronnées, quand on ne la réutilise pas ou qu'on ne la déverse pas dans les réseaux d'égouts ou dans les décharges non prévues pour les produits dangereux. Or, à cause du danger potentiel qu'elle présente, l'Ontario vient récemment d'interdire l'utilisation de l'huile moteur en tant que dépoussiérant. Il est facile de recycler l'huile usée et de nombreux garages et stations-service offrent ce genre de service.

Les pneus usés, lorsqu'ils sont mal entreposés, sont hautement inflammables, comme nous l'a rappelé le récent incident de Hagersville. Le recyclage ne peut absorber qu'une infime fraction des pneus consommés. Bien que ces derniers puissent être brûlés et servir de source énergétique, ce procédé a été interdit dans certaines instances parce qu'on se préoccupait des émissions dues à la combustion. À cause des coûts élevés associés à leur élimination dans les décharges publiques, il n'est pas rare que les pneus soient éliminés de façon illégale ou entreposés sans égard pour la sécurité (Pilorusso, VHB et T.A.G., 1990).

4.2 DOMMAGES DUS AUX CHANGEMENTS DANS LES REJETS PHYSIQUES ET CHIMIQUES

La présente partie contient une explication détaillée de l'évaluation des risques environnementaux, notamment :

- la détermination des rejets;
- l'évaluation des charges de polluants;
- une description du devenir de ces rejets et de certains des effets secondaires qui y sont associés;
- une évaluation des récepteurs exposés à ces rejets et le niveau d'exposition éventuel;
- un examen des données toxicologiques et des conséquences de l'exposition;
- une évaluation des personnes ou des populations à risque.

Comme nous l'avons vu dans la section précédente, les rejets englobent les émissions qui se retrouvent dans l'eau et dans l'air, ainsi que l'élimination de déchets solides dangereux et non dangereux. Il y a rejet aux étapes de

fabrication et d'exploitation des véhicules de transport, de même qu'aux étapes de construction et de maintenance des infrastructures de transport.

Toute évaluation du risque associé aux décharges physiques et chimiques devrait d'ailleurs porter sur toutes ces sources de pollution. Cependant, jusqu'ici, les chercheurs se sont essentiellement intéressés aux émissions atmosphériques dues à l'exploitation de véhicules de transport, et l'on ne dispose en général pas de données sur le type et l'importance des émissions attribuables aux autres aspects du transport. Cela étant, nous axerons notre raisonnement sur les rejets atmosphériques, puisqu'il s'agit là des données que l'on peut le plus facilement se procurer.

4.2.1 Détermination des rejets

Les émissions les plus préoccupantes sont les suivantes :

- les hydrocarbures (HC)
- les oxydes d'azote (NO_x)
- le monoxyde de carbone (CO)
- le dioxyde de carbone (CO_2)
- les particules — le dioxyde de soufre (SO_2)
- les chlorofluorocarbures (CFC)

D'autres composés plus toxiques (les métaux lourds, comme le cadmium ou le plomb) sont préoccupants dans certaines situations.

Les hydrocarbures : Les hydrocarbures (HC) correspondent en fait à la partie volatile des hydrocarbures (carburants) non brûlés émis par les véhicules à moteur. Les principales sources d'hydrocarbure non brûlé sont les gaz d'échappement et les pertes par évaporation, au niveau du moteur et lors du remplissage du réservoir.

Les véhicules particuliers sont responsables de plus de 75 pour cent des émissions de HC dans le secteur des transports. Ce dernier représente, environ 43 pour cent de toutes les émissions de HC, toutes sources anthropogéniques confondues (Tableau 3).

Il a été établi que l'exposition aux hydrocarbures cause l'irritation de la peau, et l'on a établi le lien entre les HC et une incidence élevée de cas de leucémie au voisinage des grandes sources ponctuelles (OCDE, 1988). Cependant, l'incidence écologique des émissions d'hydrocarbures est surtout sensible parce qu'elle contribue à la création d'ozone, à cause d'une réaction entre les oxydes d'azote et le rayonnement solaire.

Les oxydes d'azote : Le diesel alimentant les moteurs à combustion interne est la principale source de NO_x. D'ailleurs, le secteur des transports est un grand producteur de NO_x, puisqu'il est responsable de la moitié environ des émissions de ce genre au Canada, toutes sources confondues.

Les oxydes nitreux provoquent des troubles respiratoires et circulatoires chez l'être humain, endommagent les végétaux, occasionnent des dégâts matériels aux textiles, aux tissus, aux plastiques et au caoutchouc, et entravent la visibilité. En outre, ils sont un précurseur de l'ozone troposphérique, et contribuent donc à l'amincissement de la couche d'ozone, au réchauffement planétaire et aux dépôts acides (VHB, 1991b).

Le monoxyde de carbone : Le monoxyde de carbone (CO) est un sous-produit de la combustion des combustibles fossiles. Les véhicules privés sont responsables de 80 pour cent environ des émissions de CO dans le secteur du transport à qui l'on peut attribuer un peu plus de la moitié des émissions totales de CO au Canada (Tableau 3).

Les niveaux élevés de CO se traduisent par plusieurs effets néfastes sur les systèmes respiratoire et cardio-vasculaire de l'homme. De plus, le monoxyde de carbone contribue à la formation de l'ozone troposphérique qui se répercute également sur la santé de l'être humain, qui endommage la végétation et qui occasionne des dégâts matériels. Il s'agit d'un gaz radiatif qui contribue au réchauffement planétaire (VHB, 1991b).

Le dioxyde de carbone : Le dioxyde de carbone (CO_2) est un sous-produit de la combustion des combustibles fossiles. Le secteur du transport génère environ un quart de toutes les émissions de CO_2 au Canada (Tableau 3). Le dioxyde de carbone ne présente aucun risque direct ni pour l'être humain, ni pour les écosystèmes, ni pour les objets, mais il est un des principaux agents anthropogéniques du réchauffement planétaire, ce faisant il risque d'avoir un effet négatif sur la santé de l'être humain, sur les écosystèmes et sur les objets.

Les particules : Les échappements des moteurs diesel sont constitués en grande partie d'émissions de particules (aérosols). Au Canada, seule une faible proportion de ces particules est attribuable au secteur du transport. Celles-ci se composent d'environ 75 pour cent de carbone (suie) et de 25 pour cent d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH) (VHB, 1991b). La suie est une des principales causes de formation du brouillard. Il est établi, ou du moins très probable, qu'un certain nombre de PAH présents dans les particules de diesel sont cancérigènes et mutagènes.

Toujours dans le secteur du transport, les fibres de particules peuvent également être le résultat de l'usure des garnitures de freins et des pneus qui contiennent de l'amiante (OCDE, 1988). Rappelons que les fibres d'amiante peuvent être la cause de troubles respiratoires et cardio-vasculaires chez l'être humain.

La brume peut entraîner une réduction de la visibilité à cause de la présence de particules en suspension, lesquelles risquent, en outre, de provoquer une décoloration des tissus et des surfaces exposés.

Le dioxyde de soufre : Les émissions de dioxyde de soufre (SO_2), qui sont dues à la combustion de combustibles fossiles, ne représentent que 2 pour cent environ de la totalité des émissions de SO_2 au Canada. Précisons ici que le carburant diesel contient du soufre. Le dioxyde de soufre cause des troubles respiratoires et contribue à la formation de pluies acides qui ont une incidence indirecte sur la santé, parce qu'elles provoquent une augmentation des risques de saturnisme et d'empoisonnement au mercure, ou encore d'intoxication par d'autres éléments présents dans l'environnement. Les dépôts acides dans certains bassins hydrographiques risquent également de perturber les systèmes aquatiques en modifiant les niveaux de pH de l'eau. Enfin, les émissions de dioxyde de soufre peuvent entraîner des dégâts matériels et réduire la visibilité.

La teneur en soufre du carburant diesel détermine la quantité d'émissions de particules émises par chaque moteur. Il semble qu'à des teneurs élevées, la fraction organique soluble des particules augmente (Pilorusso, 1986). Suite à une diminution des émissions de particules des moteurs diesel, le soufre représente désormais une portion plus importante des émissions totales de particules. Les motoristes et les raffineurs de carburant aux États-Unis ont convenu que les moteurs conçus pour répondre à certaines

normes d'émission de particules devaient pouvoir être alimentés par du carburant diesel contenant moins de 0,05 pour cent de soufre (Transports Canada et Environnement Canada, 1989). Il en découlera une diminution des émissions de soufre attribuables au secteur des transports.

Les chlorofluorocarbures (CFC) : Les chlorofluorocarbures, et surtout le CFC-12, sont utilisés en tant qu'agents d'expansion et de réfrigération dans les systèmes de climatisation, alors que le CFC-11 entre dans la production des coussinages de mousse et des sièges. Le secteur des transports n'est pas un gros utilisateur de chlorofluorocarbures. Ces produits chimiques synthétiques contribuent à l'épuisement de l'ozone stratosphérique et peuvent donc contribuer au réchauffement planétaire (IPCC, 1990).

4.2.2 Estimation des facteurs de charge

On trouvera au tableau 3 les émissions de base de ces contaminants au Canada. Le secteur du transport représente 25 à 30 pour cent de toutes les émissions de CO_2 au pays. Il n'est pas un grand producteur de SO_2 ni d'émissions de particules, puisque les proportions ne sont, respectivement, que de 2 pour cent et de 1 pour cent, par rapport au total estimé pour le Canada. Près de la moitié de toutes les émissions de NO_x, d'hydrocarbures et de CO au pays sont attribuables au secteur du transport. On trouvera également au tableau 3 la contribution relative des différents modes de transport aux émissions de chaque contaminant. Les véhicules de tourisme sont la principale source d'émissions dans le secteur du transport, sauf en ce qui concerne le SO_2, pour lequel les poids lourds, les avions, les bateaux et le train sont les plus grands responsables de ce genre d'émissions.

Le tableau 4 présente une estimation de la consommation d'énergie attribuable au fonctionnement des divers modes de transport, ainsi que des rejets atmosphériques des principaux contaminants, sur une base unitaire. Les données d'efficience énergétique correspondent à des moyennes calculées pour les différents parcs, sauf indication contraire. Elles traduisent les différences dans les capacités d'emport d'un mode de transport de voyageurs à l'autre, et elles fournissent donc une base de comparaison.

C'est le transport aérien qui consomme la plus grande quantité d'énergie sur une base kilomètre-voyageur (km-voy.) puisque les chiffres oscillent entre 2 et 4,59 MJ/km-voy. Le service ferroviaire est le second gros consommateur d'énergie par kilomètre-voyageur, avec 1,73 à 3,28 MJ/km-voy. Le

Tableau 4

CONSOMMATION ÉNERGÉTIQUE ET ÉMISSIONS PAR MODE DE TRANSPORT[a]

Mode de transport	Type de carburant	Consommation énergétique (MJ/km-voy.)		Dioxyde de carbone (g/km-voy.)		Dioxyde de soufre (g/km-voy.)		Oxydes d'azote (g/km-voy.)		Hydrocarbures (g/km-voy.)		Particules (g/km-voy.)		Monoxyde de carbone (g/km-voy.)	
		De	À	De	À	De	À	De	À	De	À	De	À	De	À
Autocars	Diesel	0,52[b]	0,94[h]	36,75	66,70	0,06	0,11	0,50[b]	0,86	0,07	0,10	0,03	0,05	0,21[b]	0,40
Véhicules automobile	Essence	1,70[b]	1,72	115,55	116,91	0,14	0,14	0,62[c]	0,78[e]	0,78[e]	0,97[e]	0,58	0,58	3,67[e]	5,81[e]
Transport aérien	Kérosène	2,00[b]	4,59h	141,66	325,18	0,01	0,02	0,09	0,80[b]	0,06[b]	0,17	0,004	0,01	0,07[b]	0,34
Transport ferroviaire (VIA seulement)	Diesel	1,73[h]	3,28[c]	122,28	232,03	0,20	0,37	2,47[g]	4,73	0,12	0,64[b]	0,07[b]	0,26	0,10[g]	1,87
Transport maritime	Mazout	0,11	0,25	8,97	20,40	0,08	0,19	0,01	0,03	0,001	0,003	0,003	0,01	0,04	0,09

Sources : Environnement Canada, 1991. Division des systèmes de transport. Khan, 1990. Statistique Canada, 1986. *Transport ferroviaire du Canada, Statistiques générales, 1985.* Statistique Canada, 1990a. *Aviation civile canadienne, 1989.* Statistique Canada, 1990b. *Statistiques du transport des voyageurs par autobus et du transport urbain, 1988.* Statistique Canada, 1990c. *Statistiques de l'exploitation ferroviaire 69;* 12. Statistique Canada, 1990d. *Le transport maritime au Canada, 1989.* VHB Research & Consulting Inc., 1991. Commission royale sur le transport des voyageurs au Canada, 1991.

Nota :

a Fondé sur la consommation énergétique de 1989 (Statistique Canada, 1986; 1990a; 1990b; 1990c; 1990d, et coefficients d'émissions de 1989, VHB, 1991), sauf indication contraire.

b Khan, 1990.

c Statistique Canada, 1986; 1990c.

d Fondé sur le nombre des kilomètres-voyageurs estimé par la CRTVC, 1991, Statistique Canada, 1990d et VHB, 1991.

e Environnement Canada (1991). Division des systèmes de transport, émissions du modèle «Mobile 4, case de base, Ontario. Le minimum estimé vaut pour les véhicules utilitaires légers à essence, sur grand-route, et le maximum estimé vaut pour les utilitaires légers à essence. On a supposé 1,8 voyageur par véhicule.

f Les données pour le transport par autocar sont celles de 1988.

g Fondé sur l'efficience énergétique et sur les facteurs d'émission pour les trains de voyageurs en Californie, Khan, 1990.

h Prévision d'utilisation énergétique pour 1988 par VHB, 1991.

transport maritime est le plus efficient, puisqu'il ne nécessite que 0,11 à 0,25 MJ/km-voy. L'autocar vient ensuite, puisqu'il ne consomme que 0,52 à 0,94 MJ/km-voy. En 1989, les voitures de tourisme ont consommé environ 1,70 MJ/km-voy[9].

Le tableau 4 présente également les émissions par polluant et par kilomètre-voyageur. Les taux d'émission de CO_2 les plus élevés sont attribuables au transport aérien et au chemin de fer (entre 140 et 325 g/km-voy. pour le premier, et entre 122 et 232 g/km-voy. pour le second). C'est le transport maritime qui émet le moins de CO_2, puisque les chiffres oscillent entre 9 et 20 g/km-voy. Les véhicules de tourisme émettent environ 116 g/km-voy. de CO_2 et les autobus en produisent 37 à 67 g/km-voy.

Sur une base kilomètre-voyageur, c'est le transport de passagers par rail qui génère le plus de CO_2, avec 0,2 à 0,4 g/km-voy. Les autres modes émettent moins de SO_2, puisque l'on passe à 0,02 g/km-voy. dans le cas du transport aérien, entre 0,06 et 0,11 g/km-voy. dans le cas du transport par autocar, à 0,14 g/km-km-voy. pour les voitures de tourisme et entre 0,1 et 0,2 g/km-voy. pour les bateaux.

Le transport ferroviaire est la principale source de NO_x, avec 2,5 à 4,7 g/km-pass. Les véhicules privés émettent entre 0,6 et 0,8 g/km-voy. de NO_x, et les autocars en produisent entre 0,5 et 0,9 g/km-voy. Les émissions d'oxydes nitreux dues au transport aérien varient beaucoup, puisque elles oscillent entre 0,1 et 0,8 g/km-voy.; le transport maritime, lui, n'en produit que peu (0.01 à 0,03 g/km-voy.).

Les véhicules automobiles émettent entre 0,8 et 1 g/km-voy. de HC. Les autres modes de transport en génèrent moins : entre 0,1 et 0,2 g/km-voy. pour le transport aérien; entre 0,1 et 0,6 g/km-voy. pour le transport ferroviaire et environ 0,1 g/km-voy. pour le transport par autocar. Dans le cas du transport maritime, les émissions de HC sont négligeables.

C'est aux véhicules de tourisme que l'on peut attribuer les émissions de particules les plus élevées, avec 0,6 g/km-voy. Le chemin de fer en émet entre 0,1 et 0,3 g/km-voy. et le transport par autocar environ 0,04 g/km-voy. Les modes de transport aérien et maritime rejettent des quantités négligeables de particules.

Les véhicules privés sont les principaux responsables des émissions de CO, puisque celles-ci oscillent entre 3,7 et 5,8 g/km-voy. Viennent ensuite le transport par rail, avec 0,1 à 1,9 g/km-voy., le transport aérien, avec 0,1 à 0,3 g/km-voy. et le transport par autocar avec 0,2 à 0,4 g/km-voy. Le transport maritime ferme la marche avec 0,04 à 0,1 g/km-voy.

Les tableaux 5, 6 et 7 présentent des données détaillées sur la production de HC, de CO et de NO_x pour les différents types de véhicules privés. Ces données sont indicatives de la gamme possible d'émissions de polluants. Les écarts constatés dans les taux d'émissions dus à l'essence, d'une province à l'autre, traduisent les différences dans les normes provinciales relatives aux pressions de vapeur (communication personnelle avec François Terrillon, Environnement Canada). Les émissions varient également selon la saison, le climat, le type de carburant utilisé, l'âge des véhicules et leur degré d'entretien. Tout cela ne permet pas une évaluation facile du facteur national d'émissions. Les émissions dues au diesel ne varient pas de façon marquée d'une instance à l'autre, ce qui montre bien que le carburant diesel échappe aux nombreux facteurs qui influent sur les émissions d'essence.

Tableau 5
ÉMISSIONS D'HYDROCARBURE SUR LES ROUTES, PAR PROVINCE, 1989
(G/KM-VOY.)

Province	Véhicules à essence légers	Utilitaires à essence légers	Véhicules à diesel légers	Utilitaires à diesel légers	Moto-cyclettes
Colombie-Britannique	1,05	0,97	0,13	0,17	1,59
Alberta	0,94	0,96	0,13	0,17	1,72
Saskatchewan	0,97	1,03	0,13	0,17	1,99
Manitoba	1,02	1,03	0,13	0,17	1,97
Ontario	0,69	0,97	0,12	0,17	2,13
Québec	0,63	0,97	0,12	0,17	2,02
Nouveau-Brunswick	0,59	0,89	0,11	0,17	1,55
Nouvelle-Écosse	0,66	0,93	0,12	0,17	1,78
Terre-Neuve	0,67	0,93	0,12	0,17	1,68

Source : Environnement Canada, 1991. Division des systèmes de transport.

Nota : On a supposé 1,8 voyageur par véhicule.

Tableau 6
ÉMISSIONS DE MONOXYDE DE CARBONE SUR LES ROUTES, PAR PROVINCE, 1989
(G/KM-VOY.)

Province	Véhicules à essence légers	Utilitaires à essence légers	Véhicules à diesel légers	Utilitaires à diesel légers	Moto-cyclettes
Colombie-Britannique	6,25	5,50	0,28	0,31	6,32
Alberta	5,95	6,20	0,28	0,31	6,42
Saskatchewan	5,98	6,56	0,28	0,31	6,15
Manitoba	6,37	6,53	0,28	0,31	6,12
Ontario	3,67	5,81	0,27	0,31	6,00
Québec	3,37	6,03	0,27	0,31	6,00
Nouveau-Brunswick	3,33	6,03	0,27	0,31	6,44
Nouvelle-Écosse	3,61	5,94	0,27	0,31	6,14
Terre-Neuve	3,68	6,09	0,27	0,31	6,27

Source : Environnement Canada, 1991. Division des systèmes de transport.

Nota : On a supposé 1,8 voyageur par véhicule.

Tableau 7
ÉMISSIONS D'OXYDE D'AZOTE, PAR PROVINCE, 1989
(G/KM-VOY.)

Province	Véhicules à essence légers	Utilitaires à essence légers	Véhicules à diesel légers	Utilitaires à diesel légers	Moto-cyclettes
Colombie-Britannique	0,90	0,77	0,50	0,57	0,73
Alberta	0,85	0,80	0,50	0,57	0,73
Saskatchewan	0,84	0,81	0,50	0,57	0,72
Manitoba	0,87	0,81	0,50	0,57	0,71
Ontario	0,62	0,78	0,50	0,57	0,71
Québec	0,58	0,79	0,49	0,57	0,71
Nouveau-Brunswick	0,59	0,80	0,49	0,57	0,74
Nouvelle-Écosse	0,62	0,79	0,49	0,57	0,71
Terre-Neuve	0,63	0,79	0,50	0,57	0,73

Source : Environnement Canada, 1991. Division des systèmes de transport.

Nota : On a supposé 1,8 voyageur par véhicule.

Les émissions de HC, de CO et de NO_x attribuables à l'essence alimentant les utilitaires légers (Tableau 4) sont fondées sur des facteurs d'émission apparaissant aux tableaux 5, 6 et 7 pour l'Ontario — province où l'on compte le plus grand nombre de véhicules de transport de passagers immatriculés au Canada.

Limitations des estimations : Les données d'émissions présentées au tableau 4 ne sont que des approximations des émissions envisagées pour chaque polluant, par mode de transport. Il est difficile d'évaluer un ensemble «typique» de facteurs d'émission pour chaque polluant ou mode de transport, tant les facteurs qui ont une influence sur les taux d'émissions sont nombreux : âge, composition, efficience énergétique et niveau d'entretien du véhicule, conditions climatiques, normes réglementaires d'une instance à l'autre, vitesse du véhicule, techniques de lutte contre les émissions, capacité d'emport du véhicule, pression de vapeur du carburant et conception de la chambre de combustion.

Les émissions de polluants, exprimées en g/km-voy., peuvent également varier selon le taux d'occupation du véhicule considéré. Ainsi, si les émissions de NO_x présentées au tableau 4 (4,7 g/km-voy.) s'appliquent à un wagon de voyageurs n'étant rempli qu'à 25 pour cent de sa capacité, les émissions de NO_x pour un wagon rempli à 50 pour cent diminueraient à 2,4 g/km-voy. Cela étant, les gammes d'émissions présentées au tableau 4 englobent de façon explicite un taux d'occupation fixe par véhicule et par mode de transport.

4.2.3 Estimation du devenir environnemental des rejets

Une fois rejetés dans l'environnement, les polluants peuvent entrer en réaction avec d'autres composés pour occasionner des dommages autres que ceux associés à un dépôt direct. Ce genre de dommage environnemental est souvent baptisé d'effets indirects ou secondaires, bien que les dommages pouvant être causés par des effets secondaires sont nettement plus graves que ceux pouvant découler d'effets directs. Parmi les dommages secondaires les plus préoccupants, mentionnons :

- le réchauffement planétaire dû aux émissions de gaz à effet de serre;
- l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique;

- la formation d'ozone troposphérique ou de brouillard photochimique;
- les dépôts acides.

Le tableau 8 montre les différents polluants, émanant du secteur du transport, qui contribuent à ces dommages environnementaux potentiels.

Le réchauffement planétaire[10] *:* Le secteur du transport produit des gaz à effet de serre par la combustion de combustibles fossiles. Ces gaz, surtout le CO_2, contribuent au réchauffement de la planète. En outre, les climatiseurs et les coussinages de mousse utilisés dans les véhicules de transport peuvent dégager du CFC-12 qui est également un gaz à effet de serre.

L'atmosphère terrestre n'a qu'une capacité limitée d'absorption de ce genre de gaz et les émissions de ces derniers par des sources artificielles risquent de bouleverser les écosystèmes et le régime climatique de la planète tout entière (Ottinger et al, 1990, p. 127).

Un grand nombre de gaz émis par le secteur du transport, notamment le CO_2, le CH_4, le N_2O, l'O_3 et les CFC[11], absorbent les rayonnements infrarouges (chaleur). La chaleur est alors réfléchie sur la surface de la terre plutôt que de se dissiper dans l'espace, ce qui occasionne une élévation de la température en surface. Dans le milieu scientifique, on s'entend sur le fait qu'une augmentation des émissions de gaz à effet de serre occasionnera effectivement des changements climatiques (IPCC, 1990). Quoi qu'il en soit, la nature et la portée des changements, ainsi que leurs incidences sur le bien-être de l'homme, ne sont pas précisément connus.

L'appauvrissement de l'ozone stratosphérique : Le secteur du transport émet des polluants qui contribuent à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique. Ce sont surtout les chlorofluorocarbures, utilisés dans les systèmes de climatisation et dans les coussinages de mousse, qui sont les plus préoccupants. La destruction de la couche d'ozone stratosphérique permet à une plus grande partie des rayonnements ultraviolets de parvenir à la surface de la terre, ce qui peut occasionner des dégradations, notamment celles des objets et sur les plans de la santé, de l'agriculture et de la sylviculture.

Tableau 8

EFFETS SECONDAIRES DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES ATTRIBUABLES AU SECTEUR DU TRANSPORT

Polluants	Réchauffement planétaire	Diminution de la couche d'ozone	Smog photochimique	Dépôts acides
Dioxyde de carbone	•			
Monoxyde de carbone			•	
Oxyde d'azote	•[a]		•[a]	•
Hydrocarbures chlorofluorés	•	•		
Ozone[b]	•		•	
Oxydes de soufre				•
Hydrocarbures	•[a]		•[a]	

Source : Barakat et Chamberlin, 1990.

Nota :

a **L'ozone atmosphérique se forme suite à la réaction du NO_x, d'hydrocarbures, de vapeur d'eau (H_2O) et du rayonnement solaire. On pense que les concentrations de NO_x sont déterminantes dans le rythme de formation de l'ozone.**

b **Il n'y a pas émission d'ozone, mais le secteur du transport est un des principaux producteurs des grands précurseurs de l'ozone, soit le NO_x et les hydrocarbures.**

Les dépôts acides : Les dépôts acides sont causés par des émissions de SO_2 et de NO_x. Une fois rejetées dans l'atmosphère, ces substances peuvent être transportées sur de longues distances, par les vents dominants, et retomber sur terre sous forme de précipitations acides (pluie, neige, brouillard ou poussières). Il y a dommage environnemental dès qu'il n'est pas possible de neutraliser ces précipitations acides.

Les principales sources d'émissions de SO_2 au Canada sont les centrales thermiques au charbon et le secteur industriel de la transformation (fonderies de métaux non ferreux); le secteur du transport contribue relativement peu aux émissions de SO_2 (environ 2 pour cent du total seulement). Toutefois, ce sont les véhicules automobiles qui constituent la principale source d'émissions de NO_x, à cause de la combustion de combustibles fossiles.

Les pluies acides provoquent une acidification des lacs et des cours d'eau et, dans certains cas, entraînent la disparition de la vie aquatique. Les dépôts acides dans un réseau hydrographique entraînent une augmentation des concentrations d'aluminium dans les eaux douces de ces bassins; pour certaines biotes aquatiques, l'aluminium est beaucoup plus toxique que l'acidité.

On craint également que l'augmentation de l'acidité du sol, de l'eau et des eaux souterraines peu profondes, ne soit à la base des dommages occasionnés aux forêts et à la végétation. La pluie acide endommage les bâtiments et les monuments et l'on craint même qu'elle soit la cause de maladies respiratoires chez l'être humain.

L'ozone : Après l'avoir observée pendant des décennies dans les secteurs urbains, on trouve à présent de l'ozone dans les régions rurales, surtout en été (OCDE, 1991). Les oxydes d'azote et les hydrocarbures contribuent tous deux à la création de l'ozone. Le secteur du transport (surtout les véhicules privés) est la principale source de ce genre de polluants.

Les dommages environnementaux causés par l'ozone englobent la perte de productivité agricole, les troubles respiratoires chez l'être humain et la salissure ou la dégradation des objets.

4.2.4 Évaluation de l'exposition des récepteurs aux rejets

Au fur et à mesure que les polluants s'éloignent de leur source, ils se déposent ou se diluent. Ils peuvent même se dégrader. On dispose de peu de données sur les régimes de dispersion et sur les concentrations de polluants émis le long des axes de transport, mais il faut s'attendre à ce que les incidences diminuent avec la distance.

Le tableau 9 montre la dispersion de plomb et de zinc émis par les échappements des véhicules routiers. Les données de ce tableau nous indiquent que la concentration de plomb diminuent avec la distance par rapport à l'accotement des routes.

Les régimes de dispersion et les concentrations de polluants gazeux dépendent des conditions météorologiques, et il est possible de les modéliser grâce à des simulations informatiques. De toutes les situations routières envisageables, c'est en fait celle des routes rurales qui est la plus facilement modélisable, parce que les niveaux de certains polluants à l'état naturel sont relativement faibles, comparativement à d'autres régions où le réseau routier est dense.

Tableau 9

DISPERSION DES ÉMISSIONS DE PLOMB ET DE ZINC SUR LES BAS-CÔTÉS DES ROUTES

Distance du bord de la route (m)	Concentration de plomb (ppm, pl)				Concentration de zinc (ppm, pl)			
	Route A 50 000	Route B 18 500	Route C 16 000	Route D 3 000	Route A 50 000	Route B 18 500	Route C 16 000	Route D 3 000
0	3 045	858	1 075	465	880	422	272	106
1	2 813	402	457	118	700	198	167	69
5	342	177	136	32	144	122	79	75
15	223	75	163	26	150	55	92	59
30	—	45	63	26	—	63	—	65
50	223	45	95	38	95	69	58	64
100	—	—	60	21	—	—	76	78
Teneur naturelle	14				60			

Source : Freedman, 1989, modifié de Dale et Freedman, 1982.

Nota : pl signifie poids en lourd.

La plupart des modèles sont fondés sur des données observées pour le CO, qui est le polluant de transport gazeux le plus facilement modélisable, parce que le secteur du transport est le principal responsable de ce type d'émission et que ses effets à concentration naturelle sont relativement peu prononcés.

Le taux de décroissance des polluants gazeux est très élevé. Il existe peu de différences dans les taux de décroissance des polluants gazeux attribuables au secteur du transport (communication personnelle avec Rob Bloxam). Les oxydes azoteux posent certaines difficultés de modélisation à cause des conversions chimiques qui s'opèrent pendant le transport. Ce sont les retombées de particules qui sont surtout difficiles à modéliser étant donné l'abondance des sources naturelles.

4.2.5 Évaluation des données toxicologiques et conséquences probables de l'exposition sur les plans de la mortalité et de la morbidité

La santé de l'être humain : Les polluants atmosphériques peuvent avoir sur la santé des incidences négatives allant de la maladie à court terme (morbidité) à la mort (mortalité). Dans le secteur du transport, les polluants qui posent les plus grands risques pour la santé sont le NO_x, le SO_2, l'O_3, l'H_2SO_4 et le HNO_3. Le tableau 10 présente les effets envisagés pour les principaux polluants associés au secteur du transport.

Tableau 10
EFFETS SUR LA SANTÉ PAR TYPE D'ÉMISSION

Polluants	Effets sur la santé
Dioxyde de soufre	• maladies respiratoires chez les personnes ayant une propension à l'asthme et à la bronchite
Monoxyde de carbone	• bloque l'efficacité des érythrocytes et gêne la capacité d'absorbtion d'oxygène par l'organisme • provoque une diminution du rendement des travailleurs • entrave le système nerveux, la coordination, la vision, le jugement • exacerbe les symptômes de maladies cardiovasculaires (angine de poitrine, etc.) • affecte le foetus, le jeune enfant et la personne atteinte de dépranocytose (baisse de la natalité et augmentation de la mortalité) • se combine à d'autres polluants atmosphériques pour favoriser la morbidité sous la forme de troubles respiratoires et circulatoires
Oxyde d'azote	• réduit la capacité des poumons de fonctionner correctement, provoque des irritations ou des emphysèmes • problèmes respiratoires, toux, hydrorrhée nasale, irritation de la gorge chez les enfants • se combine à d'autres polluants atmosphériques pour favoriser la morbidité sous la forme de troubles respiratoires et circulatoires
Hydrocarbures	• leucémie, mutagènes et carinogènes • irritation de la peau
Particules	• problèmes respiratoires • mortalité infantile et mortalité globale dans les régions urbaines — bronchites, cas d'asthme et troubles cardiovasculaires (patients déjà malades) • amiante (cancer des poumons, amiantose, mésothéliome — cancers de la muqueuse pulmonaire et de l'abdomen)
Ozone	• endommagement des membranes du système respiratoire • détresse respiratoire • irritation des yeux

Sources : OCDE, 1988; Freedman, 1989.

La biote terrestre : Les oxydes nitreux sont les émissions de transport qui sont les plus préoccupantes pour les écosystèmes terrestres. Ces derniers peuvent suivre plusieurs voies de pénétration :

- la fumigation directe ou les dépôts sur les plantes;
- la formation d'oxydants photochimiques (surtout l'ozone) due à la réaction du NO_x, des hydrocarbures et du rayonnement solaire;
- la combinaison de NO_x avec l'eau présente dans l'atmosphère pour former des dépôts acides.

Voici quelles sont les principales voies de pénétration et les incidences constatées des émissions atmosphériques sur les systèmes terrestres (ainsi que les polluants correspondant à chaque cas de figure) :

- dommages foliaires dus à la fumigation (SO_2, O_3, NO_x);
- dommages foliaires dus aux dépôts (SO_2, H_4SO_4, HNO_3);
- accumulations à long terme dans le sol (H_2SO_4, HNO_3); et
- stress physiologique des animaux de ferme et des animaux sauvages (SO_2, O_3, NO_x).

Bien que tous les effets de ces polluants sur les ressources sylvicoles soulèvent de grandes préoccupations, il n'existe que très peu de preuves scientifiques établissant le lien entre les niveaux ambiants particuliers de polluants et les dommages occasionnés aux forêts. Ce peu d'informations tient à plusieurs raisons :

- Les événements de courte durée sont souvent occultés.

  Le plus souvent, la dose de polluants est exprimée en tant que fonction de la concentration d'agents de pollution. Cette technique dose-réponse suppose une distribution normale de la concentration de polluants ambiants dans le temps. Or, les concentrations de polluants horaires (comme l'ozone) varient souvent de façon marquée. Les pointes de concentration à court terme diffèrent très nettement, et de façon typique, des effets chroniques dus à des expositions à long terme (Concord Environmental et VHB, 1991). Les techniques courantes de prévision des expositions aux polluants ont tendance à sous-estimer les incidences.

- Il n'y a pas de corrélation entre les évaluations d'incidences constatées en laboratoire et les changements de rendement effectif.

  Nombre d'expériences scientifiques sont conçues pour détecter les changements de morphologie et de physiologie des plantes. Dans la

plupart des cas, cependant, ces changements ne se sont pas traduits par des altérations des niveaux de rendement. Ce genre de hiatus gêne nettement l'utilisation de ces résultats aux fins des analyses de politiques.

Qui plus est, les observations effectuées en milieux conditionnés ne sont pas le reflet exact de ce qui se produit dans la nature. Les détracteurs des contrôles plus sévères font souvent allusion à cette impossibilité de prouver l'existence de dommages en conditions «réelles», et cela pour s'opposer à des règlements plus sévères (Concord Environmental et VHB, 1991).

- Les observations générales de dommages terrestres n'ont pas été validées.

  Il est possible de valider l'applicabilité des résultats de laboratoire en conditions «réelles», soit par le biais d'études empiriques, soit par le biais de modèles mécanistiques. L'effet de l'ozone sur les ressources sylvicoles constitue un bon exemple de la difficulté de réaliser une validation adéquate. Bien qu'on ait suivi de près le déclin des forêts en certains endroits, il n'a pas été possible d'établir des relations précises avec les doses-réponse à cause de la variabilité inhérente des conditions environnementales et de la myriade des facteurs possibles qui donnent lieu à la réponse observée, à divers degrés et de différentes façons (Concord Environmental et VHB, 1991).

Ces limitations de notre compréhension scientifique filtrent dans la documentation sur les incidences environnementales et sont malheureusement incontournables. Cela ne revient pas à dire qu'il ne faut pas se fier, dans toute la mesure du possible, à la documentation scientifique, mais plutôt qu'il faut faire preuve de prudence dans l'interprétation de ces écrits et qu'il faut savoir reconnaître la variabilité et la complexité inhérentes des interactions et des incidences décrites.

Les ressources sylvicoles : Si l'on a effectivement conduit un grand nombre d'études sur la réaction des semis aux oxydes d'azote, à l'ozone et aux précipitations acides (Mohnen, 1989; Peterson et al, 1989; Reich et al, 1989; Percy, 1986; Jensen et Patton, 1990; Chappelka et Chevone, 1989), on en sait très peu sur les effets de ces polluants sur les arbres adultes. La plupart des études de doses-réponse sont fondées sur les changements constatés dans la croissance des jeunes plants (plantés en vue de remplacer les arbres adultes), étant donné la taille intéressante des semis et la capacité de

gestion qui les caractérise. Malheureusement, on n'a pas encore élaboré de liens quantitatifs entre l'indicateur de substituts et le rendement. Il est essentiel de combler ce manque si l'on veut que les données fournies soient efficaces dans la détermination des effets des émissions du transport sur les ressources sylvicoles. Il n'est pas dit qu'il faudra des années de recherche pour parvenir à élaborer des courbes de dose-rendement-réponse spécifiques pour des ressources importantes. De toute évidence, il faut effectuer d'autres recherches. Entre-temps, il convient de s'appuyer sur un jugement expert et sur la logique. Il s'agit là d'une étape essentielle pour parvenir à effectuer une analyse politique efficace.

Le tableau 11 résume la disponibilité des données sur les liens entre les niveaux d'exposition et les dommages forestiers.

Tableau 11

SOMMAIRE DES DONNÉES DISPONIBLES ÉTABLISSANT LE LIEN ENTRE LES NIVEAUX D'EXPOSITION ET LES DOMMAGES SYLVICOLES

Essences	Voie de pénétration	Polluants	Dose-rendement disponible	Dose-réponse substitut disponible
conifères	fumigation sur les plantes	oxydes nitreux	NAPAP conclut que le NO_x aux concentrations ambiantes n'est pas une source directe d'inhibition de la croissance des forêts, à l'échelle régionale, aux États-Unis.[a]	non
		oxydants photo-chimiques	non	On a constaté des pertes et des gains dans la biomasse de Pinus taeda, en surface, sous l'action de l'ozone, mais on n'a pu établir aucune tendance.
		dépôts acides secs	non	non
	dépôts sur les plantes	NO_x	non	Les dommages foliaires visibles de l'épinette rouge augmentent sous l'effet d'un accroissement des brouillards d'azote.

Tableau 11 (suite)

SOMMAIRE DES DONNÉES DISPONIBLES ÉTABLISSANT LE LIEN ENTRE LES NIVEAUX D'EXPOSITION ET LES DOMMAGES SYLVICOLES

Essences	Voie de pénétration	Polluants	Dose-rendement disponible	Dose-réponse substitut disponible
				Les données sont fournies en kg/ha/an, mais on n'a mesuré ce genre de dépôts qu'en certains endroits au Canada.
		pluies acides	non	On n'a constaté d'importantes diminutions dans la germination et la survie des semis que lorsque le pH de la pluie est inférieur à 3,6. Or, on ne rencontre généralement pas ce genre d'acidité dans la pluie ambiante. (D'importants dégâts peuvent se produire à hautes altitudes (brouillard acide).)
	dépots au sol		non	non (changements les plus importants : modification de la disponibilité d'Al; épuisement du Ca et du Mg.)
feuillus	fumigation	NO_x	NAPAP conclut que le NO_x aux concentrations ambiantes n'est pas une source directe d'inhibition de la croissance des forêts, à l'échelle régionale, aux États-Unis.[a]	non
		oxydants photochimiques	non	Les études conduites sur les effets de l'ozone ambiant sur les semis de feuillus n'ont donné que des résultats mitigés. (Les études récentes, portant sur les effets combinés de l'ozone et des pluies acides ont également donné des résultats mitigés.)
		dépôts acides secs	non	non

Tableau 11 (suite)

SOMMAIRE DES DONNÉES DISPONIBLES ÉTABLISSANT LE LIEN ENTRE LES NIVEAUX D'EXPOSITION ET LES DOMMAGES SYLVICOLES

Essences	Voie de pénétration	Polluants	Dose-rendement disponible	Dose-réponse substitut disponible
	dépôts sur les plantes	oxydes nitreux	non	non
		pluies acides	non	On n'a constaté aucune diminution marquée dans la germination ni dans la survie des semis pour des pH < 3,6, c'est-à-dire nettement inférieurs à celui de la pluie ambiante.
	dépôts au sol			non (changements les plus importants : modification de la disponibilité d'Al; épuisement du Ca et du Mg.; acidité du sol.)

Source : Concord Environmental et VHB, 1991.

a **U.S. Environmental Protection Agency, National Acid Precipitation Assessment Program, série «State of Science & Technology», *Changes in Forest Health and Productivity in the United States of America*, document préparé par J.E. Barnard et A.A. Lucier, 1989.**

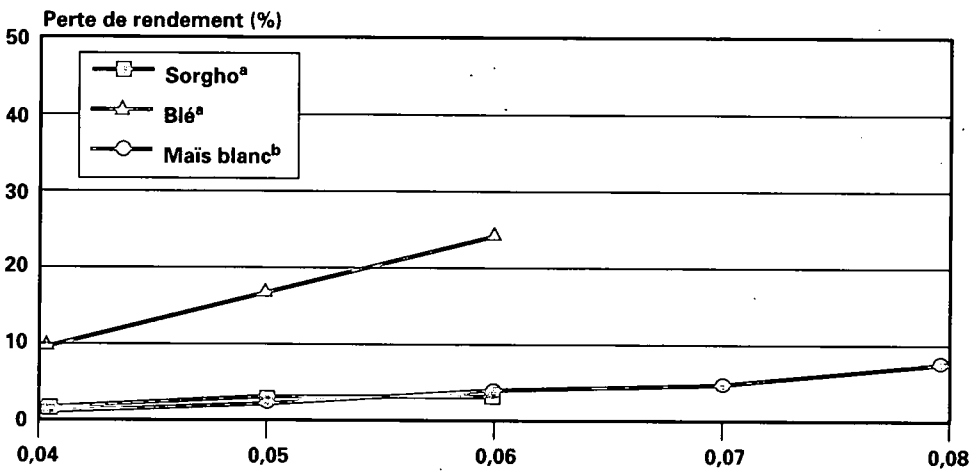
Les ressources agricoles : Au cours des dernières années, le National Crop Loss Assessment Network (NCLAN) de l'EPA a bien documenté les effets de l'ozone sur le rendement. Les figures 1, 2, 3 et 4 montrent les courbes de dose-réponse élaborées pour toute une diversité de cultures céréalières et en rangée. Les pertes de rendement se produisent à des niveaux de concentration nettement inférieurs à ceux constatés dans les régions urbaines canadiennes (voir la figure 5). L'effet de l'ozone sur les cultures fruitières n'a pas été documenté.

On ne pense pas que les oxydes d'azote causent d'importants dommages aux cultures. Il faut de très fortes concentrations (>4 ppm de NO_2 par 10 heures) pour endommager la feuille. Ces concentrations sont nettement supérieures à celles constatées au Canada dans les régions urbaines (voir figure 6). À faible concentration, les dioxydes d'azote sont une des sources nécessaires d'azote pour les plantes. L'effet fertilisateur a été constaté dans plusieurs études (Heck, 1989; Lesser et al, 1989; Phytotoxicology Consulting Services, 1989; Victor et Burrell, 1982; DPA, 1987).

Les cultures exposées à des précipitations acides simulées, en conditions contrôlées, ont fait ressortir soit qu'il n'y avait aucun effet sur la croissance ou le rendement, soit que les résultats étaient mitigés aux niveaux ambiants. Les pratiques habituelles de chaulage empêchent généralement l'acidification des éléments nutritifs ou du sol, bien que les coûts additionnels nécessaires à l'amélioration de ce genre d'effets soient inclus dans l'évaluation des incidences globales (Victor et Burrell, 1982). Les figures 7 à 14 montrent les fonctions dose-réponse pour différentes cultures céréalières, en rangée et fruitières.

Le tableau 12 résume quelles sont les données disponibles relativement à l'incidence des niveaux d'exposition sur les dommages occasionnés aux cultures.

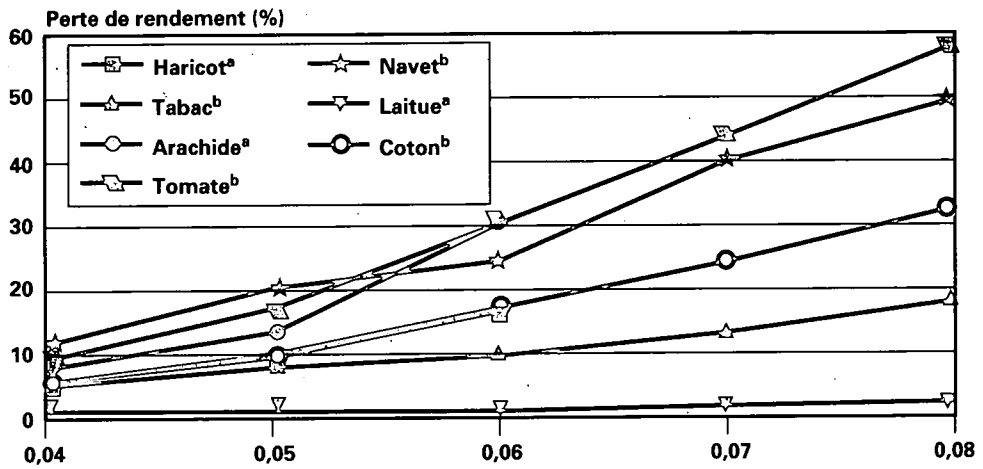
Figure 1
EFFET DE L'OZONE SUR LE RENDEMENT DES CULTURES CÉRÉALIÈRES (MOYENNE DE 7 HEURES)



a Lesser et al, 1989
b Heck et al, 1988

Figure 2

EFFET DE L'OZONE SUR LES CULTURES EN RANGÉE (MOYENNE DE 7 HEURES)

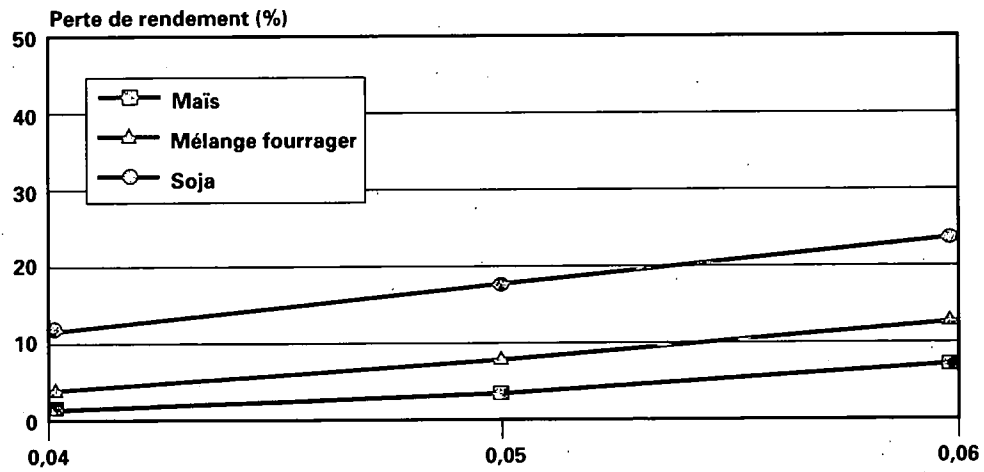


Concentration d'ozone saisonnière moyenne d'une journée de 7 heures en utilisant la fonction Weibull (ppm)

a Lesser et al, 1989
b Heck et al, 1988

Figure 3

EFFET DE L'OZONE SUR LE RENDEMENT DES CULTURES CÉRÉALIÈRES (MOYENNE DE 12 HEURES)

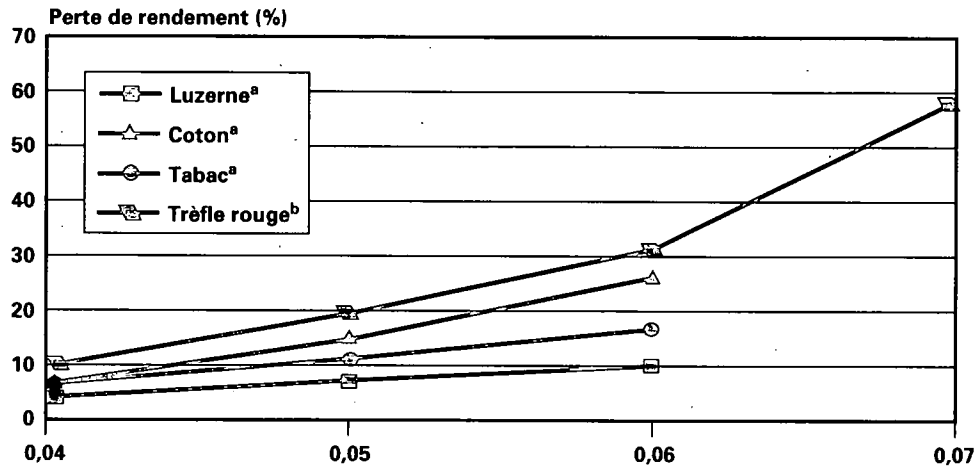


Concentration d'ozone saisonnière moyenne d'une journée de 12 heures en utilisant la fonction Weibull (ppm)

Source : Lesser et al, 1989

Figure 4

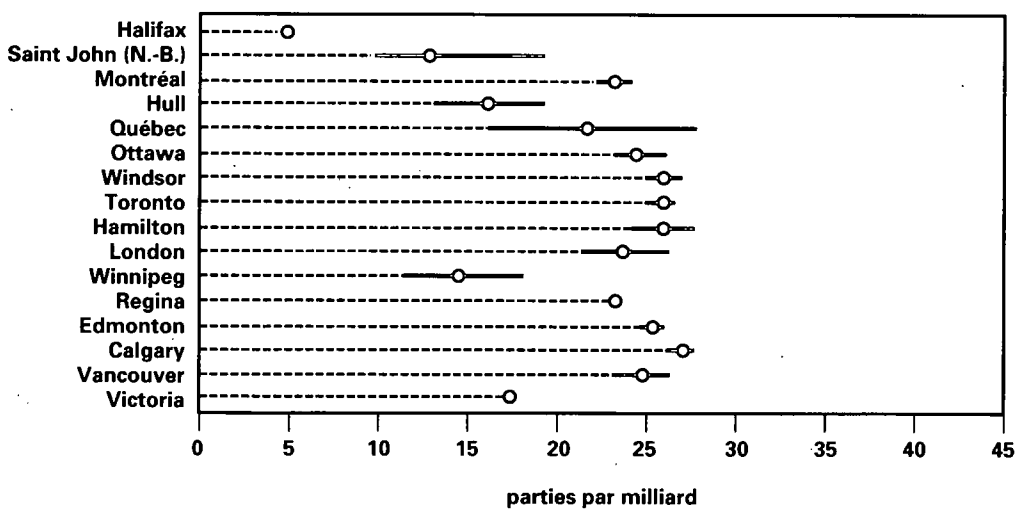
EFFET DE L'OZONE SUR LE RENDEMENT DES CULTURES EN RANGÉE (MOYENNE DE 12 HEURES)



a Lesser et al, 1989
b Heck et al, 1988

Figure 5

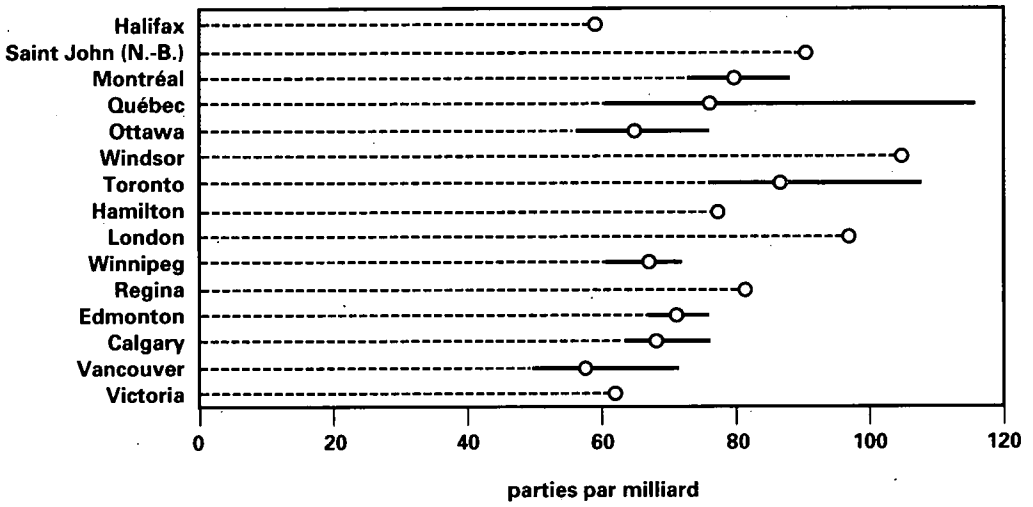
NIVEAUX ANNUELS MOYENS DE NO_2 DANS CERTAINES VILLES DU CANADA



Source : Environnement Canada, 1990.

Figure 6

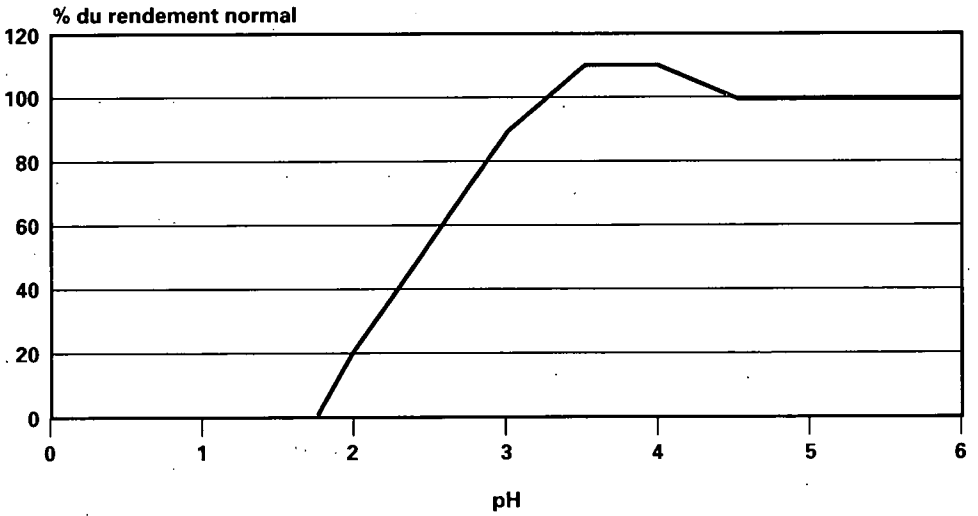
NIVEAUX ANNUELS MOYENS D'OZONE DANS CERTAINES VILLES DU CANADA, 1983-1987



Source : Environnement Canada, 1990.

Figure 7

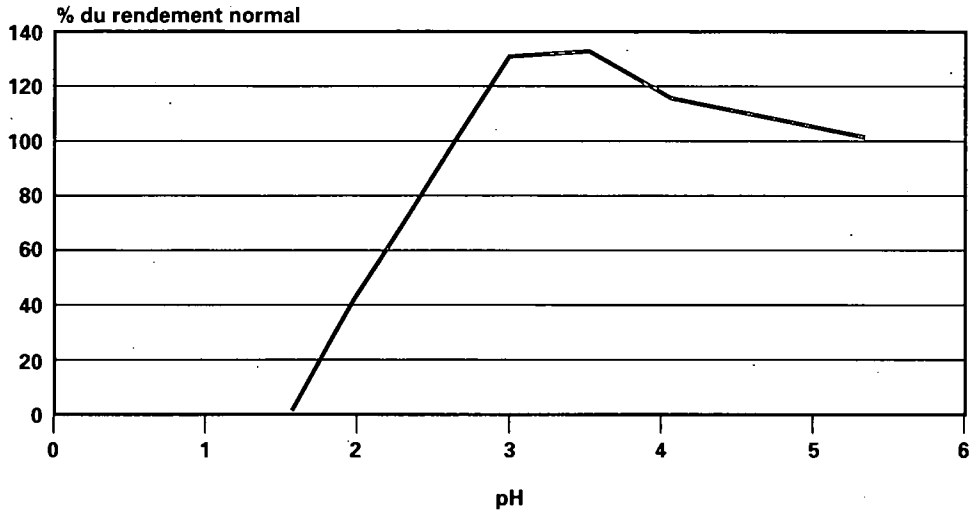
DOSES-RENDEMENT-RÉPONSE DES CULTURES DE CHOUX AU pH DE LA PLUIE



Sources : Victor et Burrell, 1982; DPA, 1987.

Figure 8

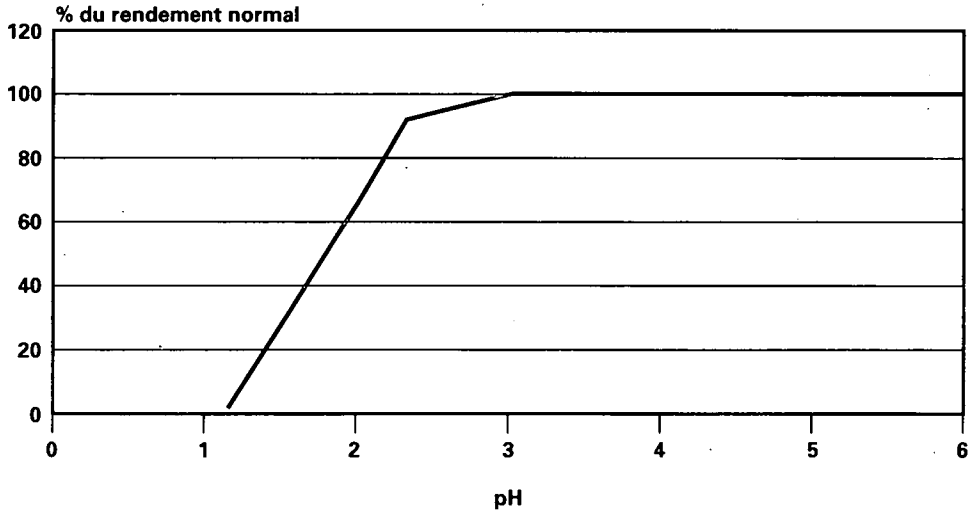
DOSES-RENDEMENT-RÉPONSE DES CULTURES FRUITIÈRES AU pH DE LA PLUIE



Sources : Victor et Burrell, 1982; DPA, 1987.

Figure 9

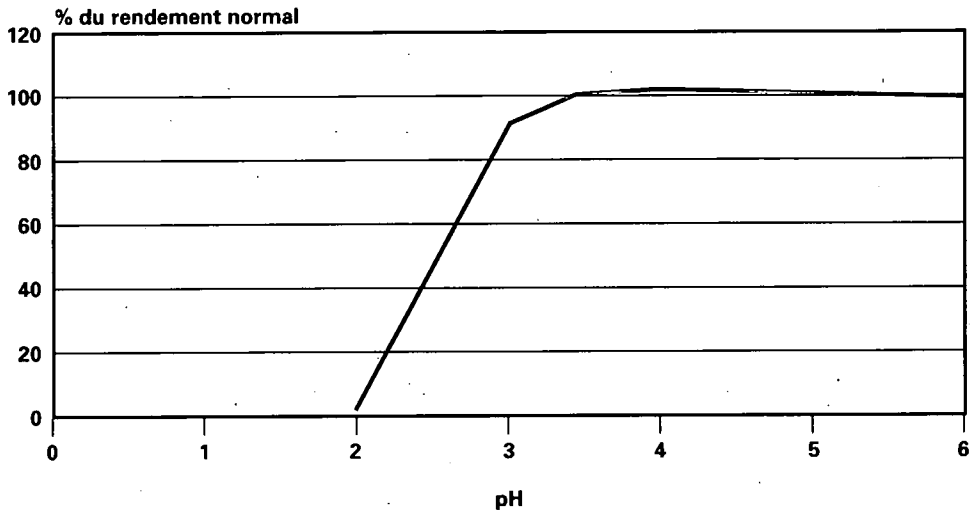
DOSES-RENDEMENT-RÉPONSE DES CULTURES FOURRAGÈRES ET CÉRÉALIÈRES AU pH DE LA PLUIE



Sources : Victor et Burrell, 1982; DPA, 1987.

Figure 10

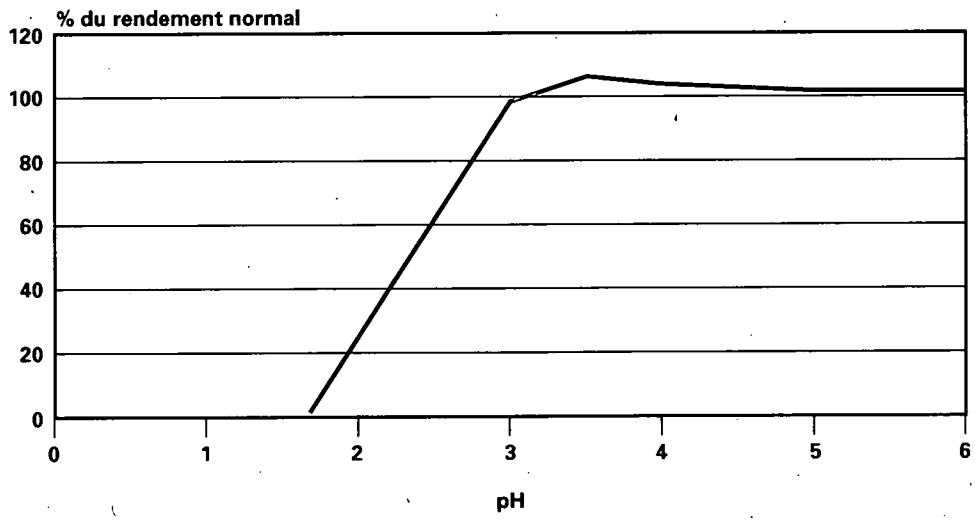
DOSES-RENDEMENT-RÉPONSE DES CULTURES DE LÉGUMES-FEUILLES AU pH DE LA PLUIE



Sources : Victor et Burrell, 1982; DPA, 1987.

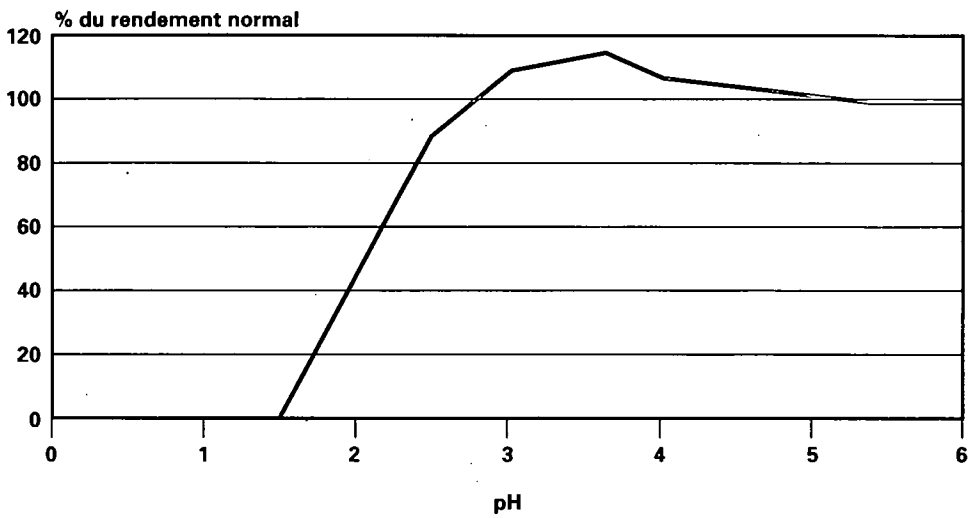
Figure 11

DOSES-RENDEMENT-RÉPONSE DES CULTURES DE LÉGUMINEUSES AU pH DE LA PLUIE



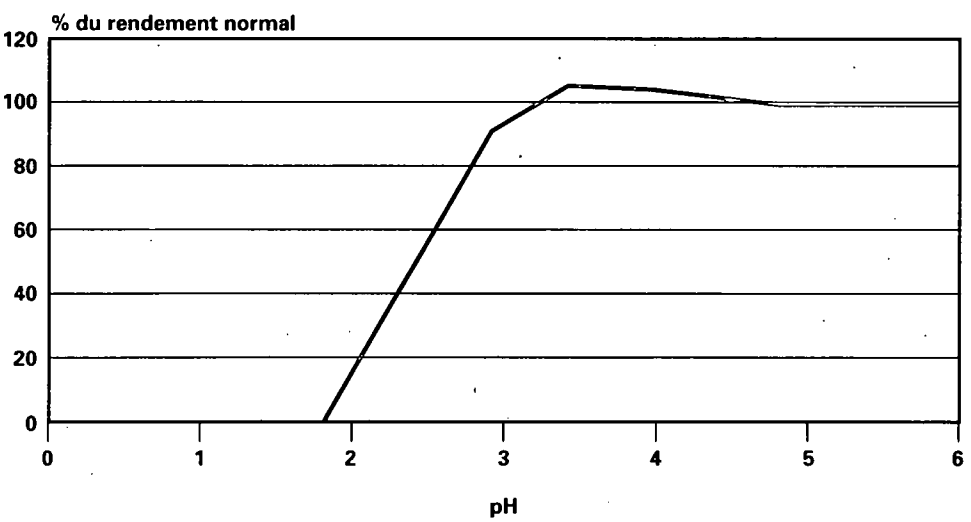
Sources : Victor et Burrell, 1982; DPA, 1987.

Figure 12
DOSES-RENDEMENT-RÉPONSE DES OIGNONS AU PH DE LA PLUIE



Sources : Victor et Burrell, 1982; DPA, 1987.

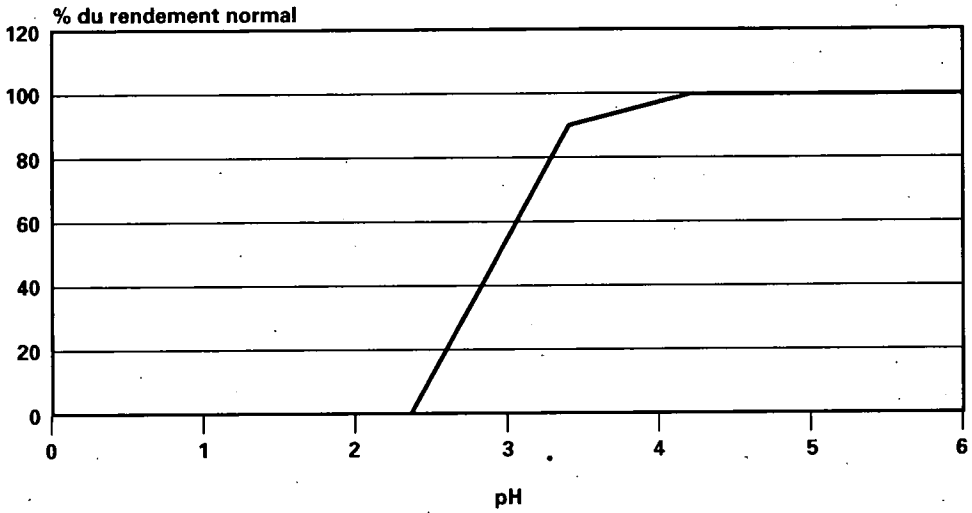
Figure 13
DOSES-RENDEMENT-RÉPONSE DES POMMES DE TERRE AU PH DE LA PLUIE



Sources : Victor et Burrell, 1982; DPA, 1987.

Figure 14

DOSES-RENDEMENT-RÉPONSE DES CULTURES DE PLANTES-RACINES AU pH DE LA PLUIE



Sources : Victor et Burrell, 1982; DPA, 1987.

Tableau 12

SOMMAIRE DES DONNÉES DISPONIBLES ÉTABLISSANT LE LIEN ENTRE LES NIVEAUX D'EXPOSITION ET LES DOMMAGES CAUSÉS AUX CULTURES

Espèces	Voie de pénétration	Polluants	Dose-rendement dispon.	Dose-réponse substitut dispon.	Notes
cultures céréalières	fumigation	oxydes azoteux	non	non	les dépôts provoquent l'acidification du sol, mais les pratiques de gestion des terres permettent généralement de contrecarrer l'incidence de l'acidification du sol
		oxydants photochimiques	oui	non	variation dans les réponses à cause de la durée d'exposition
		dépôts acides secs	non	non	
	dépôts	oxydes azoteux	non	non	à faibles concentrations, les NO_x peuvent provoquer une augmentation plutôt qu'une diminution du rendement à cause de leur effet fertilisant
		dépôts acides	oui	non	

Tableau 12 (suite)

SOMMAIRE DES DONNÉES DISPONIBLES ÉTABLISSANT LE LIEN ENTRE LES NIVEAUX D'EXPOSITION ET LES DOMMAGES CAUSÉS AUX CULTURES

Espèces	Voie de pénétration	Polluants	Dose-rendement dispon.	Dose-réponse substitut dispon.	Notes
cultures en ligne	fumigation	oxydes azoteux	non	non	les dépôts provoquent l'acidification du sol, mais les pratiques de gestion des terres permettent généralement de contrecarrer l'incidence de l'acidification du sol
		oxydants photo-chimiques	oui	non	variation dans les réponses à cause de la durée d'exposition
		dépôts acides secs	non	non	
	dépôts	oxydes azoteux	non	non	à faibles concentrations, les NO_x peuvent provoquer une augmentation plutôt qu'une diminution du rendement à cause de leur effet fertilisant
		dépôts acides	oui	non	

Source : Concord Environmental et VHB, 1991

La biote aquatique : De tous les polluants envisagés, seuls les oxydes d'azote déposés sous la forme de précipitations acides semblent avoir des effets néfastes directs sur les écosystèmes aquatiques. Le dioxyde de soufre, attribuable au secteur des transports contribue relativement peu aux dépôts acides (OCDE, 1988).

Les écosystèmes aquatiques sont touchés soit par les dépôts acides et directs à la surface de l'eau, soit par l'acidification des sols dans les bassins hydrographiques, acidification qui réduit la capacité de neutralisation des eaux de ruissellement. Voici quels sont les principaux effets d'une augmentation des dépôts acides dans les eaux de surface :

- diminution du pH des lacs;
- déclin de la basicité des lacs;

- augmentation des concentrations de métaux traces (Hg, Pb, Cd, Zn, Ni, Mn);
- augmentation des concentrations d'aluminium organique et inorganique.

Il a été établi que ces changements dans la chimie des eaux de surface avaient occasionné des perturbations dans la capacité de production et dans la richesse des milieux aquatiques. Une diminution rapide du pH survient généralement à la fonte des neiges, au printemps. Les poussées d'acidité peuvent gêner leur reproduction, surtout chez les espèces qui se reproduisent dans les rivières, puisque c'est dans les eaux peu profondes que l'on constate les plus fortes augmentations d'acidité. Toutefois, l'incidence de ces poussées d'acidité varie d'une espèce halieutique à l'autre et selon le stade de développement des poissons.

La récupération biologique des lacs, après le dépôt, est incertaine. D'après des études conduites dans la région de Sudbury, il n'y a pas de régénération biologique, sans doute à cause des fortes concentrations résiduelles de métaux traces et des composés acides. Le chaulage des lacs peut effectivement favoriser la récupération biologique, dans une certaine mesure. Reste à savoir si cette récupération permettra aux mêmes communautés biologiques de revenir s'implanter dans les milieux touchés (Concord Environmental et VHB, 1991).

L'incidence des émissions de NO_x sur les populations halieutiques ne peut être décrite en termes de simples courbes de dose-réponse, et elle exige une modélisation complexe pour bien montrer la contribution des émissions de NO_x à l'acidité des eaux de surface et les effets des changements survenant dans la chimie des eaux de surface sur la biote aquatique. En général, les mécanismes d'intrants primaires des modèles de réponses s'articulent autour des seuils de pH et de toxicité d'aluminium.

Le tableau 13 résume la disponibilité des données relatives à l'acidification des ressources aquatiques.

Tableau 13

SOMMAIRE DES DONNÉES DISPONIBLES ÉTABLISSANT LE LIEN ENTRE LES DÉPÔTS ACIDES ET LES CHANGEMENTS CONSTATÉS DANS LES RESSOURCES AQUATIQUES

Espèces	Polluants et voie de pénétration	Dose-rendement disponible	Dose-substitut disponible	Lien entre substitut et rendement connus
ressources halieutiques	dépôts acides	Il existe des modèles de rendement fondés sur les seuils de toxicité des différentes espèces	non	non
invertébrés	dépôts acides	Il est possible d'adapter les modèles de rendement de ressouces halieutiques pour évaluer la réponse des invertébrés	non	non
végétation aquatique	dépôts acides	non	non	non

Les dégâts matériels : Les polluants les plus préoccupants sur le plan des dégâts matériels sont les suivants :

- les oxydes d'azote (NO_x) — et surtout le dioxyde d'azote (NO_2);
- l'ozone — résultat de la réaction du NO_x avec le rayonnement solaire;
- les particules.

Le secteur du transport ne contribue que relativement peu aux concentrations totales de SO_2 dans l'atmosphère, bien que le SO_2 et le NO_x combinés contribuent de façon marquée aux dépôts acides (VHB, 1991a). On cite les dépôts acides comme étant, depuis longtemps, la principale cause de dégradation matérielle. En outre, on a attribué la corrosion des métaux au dioxyde de carbone qui est également émis par les véhicules automobiles. La contribution du CO_2 aux concentrations ambiantes actuelles de CO_2 dans l'atmosphère est relativement faible.

Les principales incidences de la pollution sur le plan des dommages matériels sont les suivantes :

- corrosion ou abrasion dues à la fumigation ou aux dépôts;

- salissure des surfaces due à la fumigation et aux dépôts.

Les polluants correspondant à ces voies de pénétration sont les suivants :

- NO_x, O_3, HNO_3, H_2SO_4; et
- émissions de particules.

On dispose de relativement peu de données sur les effets réels que ces polluants ont sur les matériaux, mais on sait que la plupart des dommages se produisent dans les régions urbaines. Le gros des recherches a essentiellement porté sur les effets du dioxyde de soufre et des dépôts acides sur différents matériaux (Acres, 1991). On ne dispose que de peu de données quantitatives sur les effets des autres polluants et quand ces données existent, elles sont généralement dérivées d'expériences conduites en laboratoire et portent sur des niveaux nettement supérieurs à ceux qu'on constate en milieu urbain canadien. On n'a pas fixé de niveaux minimums et rien ne prouve que les niveaux actuels, relevés dans l'environnement canadien, ont une incidence négative sur les matériaux.

Le tableau 14 donne la liste des polluants que l'on tient pour responsables de l'endommagement de certains matériaux.

Tableau 14
DOMMAGES MATÉRIELS PAR POLLUANT

Matière	Effet	Cause	Commentaires/références
Métaux tels que l'acier carbone, le zinc, l'aluminum et le cuivre	Dans le cas du nickel et du zinc, on n'a constaté aucun effet important aux niveaux d'exposition de 1 ppm d'ozone ou de 0,5 ppb de dioxyde d'azote. Les concentrations annuelles moyennes de NO_2 et d'ozone, dans la majorité des milieux urbains au Canada, sont nettement inférieurs à ces niveaux.	NO_2, HNO_3, ozone	Ahuja et Amar (1988) ont constaté qu'une exposition de 10 ppm de dioxyde d'azote avait un effet modéré sur l'acier galvanisé.

Tableau 14 (suite)

DOMMAGES MATÉRIELS PAR POLLUANT

Matière	Effet	Cause	Commentaires/références
Peinture	Les particules peuvent provoquer la salissure de la peinture. Rien ne prouve que le NO_2, le HNO_3 et l'ozone affectent le rythme de détérioration de la peinture au niveau constaté dans le milieu urbain au Canada.	Particules, NO_2, HNO_3, ozone	À cause des formulations sans cesse changeantes de la peinture, il est difficile de conduire une évaluation sérieuse. En outre, il est difficile d'établir les distinctions entre les effets dus aux dépôts de polluants et le vieillissement naturel dû au rayonnement ultra-violet, à la moissisure et aux flux thermiques.
Pierre à bâtir	La pierre carbonatée est très sensible aux dépôts acides qui provoquent la formation d'une croûte. Le calcaire exposé aux pluies acides se détériore environ dix fois plus vite que lorsqu'il est exposé au SO_2 ou au NO_2, à une humidité relative de 90 % (Lindquist et al, 1988). Les particules peuvent catalyser l'oxydation du SO_2 et du NO_x et accroître leur efficacité de réactifs. On ne sait pas quelle est la contribution des dépôts acides au phénomène de dégradation mécanique de la pierre (NAPAP, 1987).	SO_2, particules, NO_2, HNO_3, ozone	Le dioxyde d'azote, le dioxyde de soufre et l'ozone peuvent accélérer le rythme de détérioration du calcaire. Rien ne prouve, cependant, que les niveaux de dioxyde d'azote et d'ozone, relevés dans le milieu urbain canadien, ont une incidence marquée sur le rythme de détérioration de la pierre à bâtir. Haneef (1990) fait état de l'effet synergétique du dioxyde de soufre, de l'ozone et du dioxyde d'azote, par rapport aux résultats obtenus à l'exposition de chacun de ces polluants pris isolément.
Béton, brique et mortier	Le mortier de chaux est sensible à l'acidité à cause de la nature soluble de l'acide contenu dans les carbonates de calcium et de magnésium.	Particules, NO_x	On estime que le béton n'est pas sensible aux dépôts acides à cause de son épaisseur.
Verre	Salissure due à la poussière du sol et des routes. Endommagement des vitraux ou du verre peint.	Particules	En général, le verre est relativement résistant aux effets des dépôts acides.

Tableau 14 (suite)
DOMMAGES MATÉRIELS PAR POLLUANT

Matière	Effet	Cause	Commentaires/références
Bois	Dégradation.	NO_x, ozone	Dans le cas du bois traité avec un agent antiputricide, c'est en fait la couche de traitement qui détermine le genre d'effets.
Bitume	On en sait relativement peu sur les effets des polluants sur le bitume.	ozone	
Caoutchouc		ozone	La contribution de l'ozone à la dégradation du caoutchouc a été nettement réduite grâce à l'utilisation d'antiozones dans la fabrication des pneus.
Tissus	Décoloration. Les particules peuvent occasionner une salissure des tissus.	NO_x, ozone	La plus grande partie de la recherche a porté sur des niveaux de dioxyde d'azote et d'ozone plus élevés que ceux présents dans l'atmosphère.

Source : Concord Environmental et VHB Research and Consulting Inc., 1991.

4.2.6 Évaluation des individus et des populations à risque

«Le risque est la concrétisation éventuelle de l'issue négative et non désirée d'un événement» (Rowe, 1977, p. 24). Le risque est exprimé en tant que probabilité de mortalité ou de morbidité d'un individu ou d'une population entière, à la suite d'un certain niveau d'exposition. Afin d'évaluer les populations à risque, il faut connaître les paramètres suivants :

- la durée et le niveau d'exposition aux polluants, à différentes distances par rapport à la source[12]; et
- les fonctions dose-réponse pour chaque récepteur potentiel de chaque polluant.

Si l'on dispose effectivement de certaines fonctions dose-réponse (réaction humaine au dépôt direct de polluants; réaction d'essences d'arbres et de cultures à différents niveaux de concentration d'ozone, et réaction de certaines espèces halieutiques à différents niveaux d'acidité dans les cours

d'eau et les lacs), on ne connaît pas les conditions ambiantes attribuables aux différents modes de transport et, ce faisant, on ne peut calculer le risque.

4.3 ANALYSES ÉCOLOGIQUES

Comme nous l'avons vu à la partie 2, les analyses écologiques s'attardent aux effets des émissions sur les populations, les milieux ou les écosystèmes ou encore sur la disparition d'habitats à cause de changements survenus dans l'utilisation des sols. Le tableau 15 résume les dommages auxquels il faut s'attendre en ce qui concerne les ressources atmosphériques, aquatiques et terrestres, par mode de transport.

Tableau 15
SOMMAIRE DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX POSSIBLES, PAR MODE DE TRANSPORT

Mode	Air	Ressources aquatiques	Ressources terrestres	Autres incidences
Transport maritime/ traversiers	Pollution atmosphérique (CO, HC NO_x, particules); pollution planétaire (rejets de CFC lors de la fabrication de véhicules et de leur retrait du service, rejets de CO_2 dus à la combustion de combustibles fossiles)	Déversement d'eau de ballast et de pétrole, déversements, etc. Modification des réseaux hydrographiques lors de la construction de ports et du creusage ou du dragage de canaux	Utilisation de terres pour la construction d'infrastructures; abandon d'installations portuaires et de canaux obsolètes; retrait du service de navires et d'embarcations	
Transport ferrov.	Pollution atmosphérique (CO, HC, NO_x, particules et additifs de carburant, comme le plomb). Pollution planétaire (CO_2, CFCs)		Utilisation de terres pour les emprises et la construction de gares; abandon d'installations obsolètes; lignes, équipement et matériel roulant abandonnés	Partition ou destruction de quartiers, de terres agricoles et d'habitats fauniques

Tableau 15 (suite)

SOMMAIRE DES EFFETS ENVIRONNEMENTAUX POSSIBLES, PAR MODE DE TRANSPORT

Mode	Air	Ressources aquatiques	Ressources terrestres	Autres incidences
Transport routier	Pollution atmosphérique (CO, HC, NO_x, particules et additifs de carburant, comme le plomb). Pollution planétaire (CO_2, CFCs)	Pollution des eaux de surface et des eaux souterraines par le ruissellement en surface (lubrifiants, réfrigérants, sel sur la route); modification des réseaux hydrographiques due à la construction des routes	Utilisation de terres pour la construction d'infrastructures; extraction de matières destinées à la construction des routes; abandon d'excès de déblais et gravats résultant des travaux de construction; véhicules abandonnés, retirés du service; huiles usagées	Partition ou destruction de quartiers, de terres agricoles et d'habitats fauniques
Transport aérien	(CO, HC NO_x, particules); polluants planétaires (CFCs, CO_2)	Modification du niveau phréatique, du tracé des cours d'eau et du drainage des terrains à cause de la construction d'aéroports	Utilisation de terres pour la construction d'infrastructures; abandon d'installations obsolètes; abandon d'avions retirés du service	

Source : Adapté de l'OCDE, 1991.

Le tableau 16 donne une idée du terrain nécessaire par mode de transport. Les routes exigent deux fois plus de terrain par kilomètre linéaire que les voies ferrées.

Tableau 16
UTILISATION DES TERRES DANS LE SECTEUR DU TRANSPORT, 1985

Mode de transport	Largeur (m)	Superficie utilisée au km (m^2)
Axes routiers		
Dégagement	22,0	22 000
Accotement	9,5	9 500
Chaussée	14,0	14 000
Total	**45,5**	**45 500**
Air	nd	nd
Chemin de fer		
Dégagement	11,0	11 000
Voie	13,9	13 900
Total	**24,9**	**24 900**
Maritime	nd	nd

Source : Statistique Canada, *Activité humaine et l'environnement*, 1991.

5. APERÇU DES COÛTS SOCIAUX (ESTIMÉS) DES DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX

5.1 VALEUR DES DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX

Le tableau 17 présente les coûts (estimés) des dommages environnementaux par polluant et par type de dommages. Les dommages résultant de la pollution constituent la base des coûts «au point de départ» pour chaque polluant, sauf dans le cas des coûts attribuables aux émissions de CO_2 qui reflètent en fait les coûts de limitation des dommages (Ottinger, 1990). Les coûts au «point de départ» sont dérivés d'un certain nombre d'études sur les coûts externes des centrales électriques ainsi que d'évaluations des coûts externes de centrales thermiques typiques. Il faut toutefois faire preuve de prudence dans leur utilisation.

Ces estimations sont génériques, par nature, pour les sources stationnaires situées dans les régions urbaines ou à proximité de celles-ci. Par contre, les dommages environnementaux attribuables au transport interurbain ont souvent leur source dans les régions plus isolées du pays.

Les prévisions des valeurs des dommages environnementaux mentionnées dans Ottinger et al (1990) sont le résultat d'une étude de deux ans qui a consisté à examiner les méthodes d'évaluation et les prévisions des coûts

Tableau 17

COÛTS AU POINT DE DÉPART DES DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX, PAR POLLUANT ($1989/KG)[a]

Dommages	Effets	SO_2	NO_x et ozone	Depôts acides	Particules	Dioxyde de carbone
Santé	Mortalité Morbidité Total	4,48 0,13 4,61	0,89 0,76 1,64	nd[b] nd 0,00[c]	0,86 0,08 0,94	nd nd nd
Matériaux	Corrosion/ Salissure	0,31	0,03	nd	0,00	nd
Végétation	Cultures Ornements Forêts	0,00	0,03	nd	0,00 0,00	nd
Visibilité		0,36	0,44	nd	2,16	nd
Écosystèmes		nd	nd	nd	0,00	nd
Monuments historiques		nd	nd	nd	0,00	nd
Totaux		**5,29**	**2,14**	**0,00**	**3,10**	**0,018**[d]

Source : Ottinger et al, 1990.

Nota :

a **Les dommages dus à la pollution servent de base à la détermination des coûts externes dus à chaque polluant, sauf dans le cas des coûts externes dus aux émissions de CO_2 qui illustrent plutôt le coût de la limitation des dommages (Ottinger et al, 1990, p. 58). Les coûts au point de départ découlent d'un examen d'un certain nombre d'études axées sur l'évaluation des coûts externes de la production d'électricité. Ces estimations de coûts, dans les premières études, donnent lieu à une grande incertitude; en effet, on n'y évalue pas certains des effets éventuellement très importants, et l'existence et l'importance de certains effets signalés sont encore remis en question. Selon Ottinger et al (1990, p. 228), ces prévisions doivent donc être utilisés avec prudence, puisqu'elles ne font que donner une idée de l'ampleur des dommages.**

b **nd signifie non disponible. Nous n'avons pas évalué les dommages environnementaux, même s'il peut y en avoir.**

c **La valeur des dommages environnementaux estimés et constatés est égale à zéro.**

d **Coût de la limitation des dommages par emprisonnement du CO_2 rejeté dans l'atmosphère, grâce à la plantation d'arbres ou d'autres formes de végétation (Ottinger et al, 1990, p. 138).**

environnementaux dans le cas des centrales électriques aux États-Unis. Le cadre analytique retenu à cette fin peut être décrit comme suit :

- identification des sources de pollution et de la quantité d'émissions;
- estimation de la dispersion de ces émissions;
- identification des groupes (êtres humains, écosystèmes, matériaux, etc.) exposés aux polluants;

- évaluation des réponses en fonction des groupes exposés et des polluants; et
- estimation de la valeur de ces réponses (coûts de remplacement, évaluation subordonnée, prix hédonistes, coûts de déplacement, prix du marché).

Dans la présente étude, nous avons retenu les prévisions de valeur des relations dose-réponse analysées par Ottinger (1990) car nous estimons qu'il s'agit là des meilleures évaluations de valeur potentielle des dommages environnementaux attribuables aux différents modes de transport voyageurs interurbains.

Il existe des coûts de remplacement des dommages environnementaux associés à la production d'électricité. Ontario Hydro a produit des prévisions des dommages dus au NO_x et au SO_2, ainsi qu'aux émissions de particules, attribuables à l'exportation d'électricité (Concord Environmental et VHB, 1991; Acres, 1991; Phytotoxicology Consultant Services, 1990; VHB, 1991a). Les prévisions des dommages environnementaux du SO_2 sont présentées au tableau 18. Les évaluations des dommages attribuables aux autres émissions atmosphériques, apparaissant dans les études d'Ontario Hydro, ne sont pas disponibles pour fin de comparaison avec les données d'Ottinger et al (1990). Toujours en ce qui concerne l'étude d'Ontario Hydro, la prévision des dommages environnementaux attribuables au SO_2 est inférieure à ce qui est suggéré dans Ottinger et al (1990).

Tableau 18

COMPARAISON ENTRE LES DONNÉES D'ONTARIO HYDRO ET D'OTTINGER ET AL (1990) EN CE QUI CONCERNE LES DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX DUS AUX ÉMISSIONS DE DIOXYDE DE SOUFRE

Emplacement	Mortalité[a]		Morbidité[a]		Dégâts matériels[b] ($1989/kg)
	Décès/kt	($1989/kg)	Maladies/kt	($1989/kg)	
Lambton	0,03	0,12	15	0,01	0,04
Nanticoke	0,07	0,28	17,5	0,01	0,05
Lakeview	0,5	2,00	162,7	0,08	0,09
Ottinger, 1991	0,95	4,48	54	0,13	0,31

Sources :

a **Concord Environmental et VHB Research & Consulting Inc., 1991**
b **Acres, 1991.**

Nota : On suppose 4 million de dollars par décès et 485 $ par maladie, pour les centrales électriques au Canada.

Ces évaluations de dommages, préparées par la compagnie de service ontarienne, n'ont pas été utilisées pour la présente étude, puisqu'elles n'ont pas fait l'objet d'une évaluation par les pairs.

Le SO_2 constitue la principale source de dommages environnementaux, surtout sur les plans de la santé et des dégâts matériels. On a estimé ces coûts à 5,29 $/kg de polluant émis ($ de 1989). Le coût estimé pour la perte de visibilité à cause du SO_2 est de 0,36 $/kg. On ne considère pas le secteur du transport comme étant une grande source d'émissions de SO_2, puisqu'il n'est responsable que de 2 pour cent des émissions totales.

Les particules sont les principaux éléments contribuant à la mauvaise visibilité, ce qui donne lieu à des coûts de 2,16 $/kg de polluant. Le coût estimé de l'incidence des particules sur la santé est de 0,94 $/kg. Le NO_x et l'ozone se traduisent par des coûts estimés à 1,64 $/kg pour la santé, à 0,44 $/kg pour les dégâts matériels, à 0,03 $/kg pour les dommages aux cultures (végétation) et à 0,03 $/kg pour la réduction de visibilité.

Le tableau 17 présente une évaluation des coûts d'intervention pour lutter contre le réchauffement planétaire (CO_2). Ces coûts correspondent à la plantation et à l'entretien d'une région boisée capable d'absorber le CO_2 par photosynthèse (c'est-à-dire par rétention du carbone). Cette forêt doit être entretenue à perpétuité pour continuer à emmagasiner le carbone ayant été relâché lors de la combustion de combustibles fossiles. Le coût se chiffre à environ 0,02 $/kg de CO_2.

Les coûts directs des dommages environnementaux dus au SO_2 sont les plus importants, puisqu'on les évalue à 5,29 $/kg. Le coût des dommages environnementaux attribuables aux émissions de particules oscille aux environs de 3,10 $/kg et les coûts du NO_x et des émissions d'ozone sont d'environ 2,14 $/kg.

5.2 APPLICATIONS ET LIMITATIONS DES PRÉVISIONS

Les valeurs estimées, présentées ici, concernent le secteur de la production d'électricité ainsi que d'autres sources stationnaires. Le secteur de la production d'électricité contribue beaucoup aux émissions atmosphériques des mêmes polluants que ceux émis par les véhicules de transport des voyageurs, sous la forme de la combustion des combustibles fossiles. Les coûts présentés au tableau 17 semblent représenter raisonnablement la gamme des

valeurs dans les études analysées (Ottinger et al, 1990), compte tenu de la rigueur de ces études et des lieux où elles ont pris place, et de la documentation produite. On néglige beaucoup trop de coûts pertinents dans ces études, dont la documentation varie en qualité et en importance. Ce faisant, les chiffres présentés ne sont pas de véritables évaluations de coûts, mais ils servent de «point de départ» pour se faire un ordre d'idées de l'importance des études analysées, et pour appuyer les recherches ultérieures (Ottinger et al, 1990).

Les évaluations de coûts directs des dommages environnementaux, présentées au tableau 17, négligent une grande partie des effets potentiels et risquent d'être trop prudentes. Des évaluations plus complètes devraient inclure les dommages environnementaux dus aux émissions atmosphériques, dommages qui ne sont pas inclus dans les évaluations actuelles, comme les gaz à effet de serre, le méthane, le N_2O et les métaux lourds toxiques, les précurseurs de l'ozone et les hydrocarbures, ainsi que les autres dommages environnementaux comme ceux dus à l'élimination de déchets solides et à l'utilisation des ressources aquatiques et des sols. (Ottinger et al, 1990).

Il n'existe pas de prévisions de coûts des dommages environnementaux attribuables à la construction et à l'entretien des infrastructures, à la fabrication et au retrait de service des véhicules, ainsi qu'au raffinage et à la distribution du carburant, et il conviendrait donc d'en développer.

6. Coûts des dommages environnementaux, par mode de transport de voyageurs

Les coûts de chaque mode de transport, par contaminant et par dommage, sont présentés au tableau 19. Ces prévisions de coûts sont fondées sur les coûts directs des dommages environnementaux et des émissions de polluants par kilomètre-voyageur (km-voy., présenté précédemment). La gamme des dommages environnementaux en question illustre la gamme des émissions par polluant et par mode de transport dont nous avons déjà débattu. Les dommages environnementaux apparaissant au tableau 19 varient selon le mode de transport et le type de dommage.

Voici comment se répartissent les coûts (estimés) au titre de la santé, par millier de kilomètres-voyageurs : 5 $ à 10 $ ($1989)/1 000 km-voy. pour le chemin de fer; entre 2,2 $ et 2,5 $/1 000 km-voy. pour les véhicules

Tableau 19

RÉCAPITULATION DES DOMMAGES ENVIRONNEMENTAUX

$1989/1 000 KM/VOY.

	Santé Mortalité		Morbidité		Santé totale		Corrosion de matériaux		Cultures		Visibilité		Réchauffement planétaire		Total	
Mode de transport	**De**	**À**	**De**	**À**	**De**	**À**	**De**	**À**	**De**	**À**	**De**	**À**	**De**	**À**	**De**	**À**
Transport par autocar	0,73	1,28	0,39	0,67	1,12	1,95	0,03	0,06	0,01	0,02	0,30	0,52	0,66	1,20	2,12	3,75
Véhicules à moteur	1,66	1,81	0,53	0,65	2,19	2,46	0,06	0,06	0,02	0,02	1,57	1,66	2,08	2,10	5,92	6,31
Transport aérien	0,11	0,79	0,07	0,61	0,18	1,40	0,00	0,03	0,00	0,02	0,05	0,38	2,55	5,85	2,79	7,68
Transport ferroviaire (VIA seulement)	3,13	6,09	1,90	3,64	5,03	9,73	0,13	0,24	0,06	0,12	1,32	2,80	2,20	4,18	8,74	17,07
Transport maritime	0,38	0,87	0,02	0,05	0,40	0,92	0,03	0,06	0,00	0,00	0,04	0,10	0,16	0,37	0,63	1,44

Nota : Les valeurs sont arrondies.

automobiles; 1,1 $ à 1,9 $/1 000 km-voy. pour le transport par autocar; 0,4 $ à 0,9 $/1 000 km-voy. pour le transport maritime et 0,3 $ à 1,4 $/1 000 km-voy. pour le transport aérien.

Pour ce qui est des dégâts matériels, c'est le chemin de fer qui se classe en tête de liste avec des coûts estimés entre 0,1 $ et 0,2 $/1 000 km-voy.; suivent les véhicules automobiles avec 0,05 $ à 0,06 $/1 000 km-voy., le transport maritime et le transport par autocar, dont les coûts sont estimés entre 0,03 $ et 0,06 $/1 000 km-voy. et, enfin le transport aérien avec moins de 0,03 $/1 000 km-voy.

Sur le chapitre des dommages aux cultures, le transport ferroviaire se solderait par des coûts estimés entre 0,06 $ 0,12 $/1 000 km-voy., les véhicules automobiles donneraient des coûts d'environ 0,02 $/1 000 km-voy., le transport par autocar oscillerait entre 0,01 $ et 0,02 $/1 000 km-voy., et les coûts attribuables au transport aérien et au transport maritime sont négligeables, puisqu'ils sont inférieurs à 0,02 $/1 000 km-voy. pour le premier et à moins de 0,001 $/1 000 km-voy. pour le second.

Sur le plan de la réduction de la visibilité, le transport ferroviaire se solde par des coûts de 1,3 $ à 2,8 $/1 000 km-voy. et les véhicules automobiles par des coûts oscillant entre 1,6 $ et 1,7 $/1 000 km-voy. Pour le transport par autocar, les coûts sont de 0,3 $ à 0,5 $/1 000 km-voy., ils varient entre 0,05 $ et 0,4 $/1 000 km-voy. dans le cas du transport aérien et sont inférieurs à 0,1 $/1 000 km-voy. dans le cas du transport maritime.

Les coûts estimés de lutte contre le réchauffement global dus aux émissions de CO_2 s'établissent comme suit : entre 2,6 $ et 5,9 $/1 000 km-voy. pour le transport aérien, entre 2,2 $ et 4,2 $/1 000 km-voy. pour le transport ferroviaire, environ 2,1 $/1 000 km-voy. pour le transport par véhicule de tourisme, entre 0,7 $ et 1,2 $/1 000 km-voy. pour le transport par autocar et entre 0,2 $ et 0,4 $/1 000 km-voy. pour le transport maritime.

Le tableau 20 présente une comparaison des coûts environnementaux des différents modes de transport. À l'heure actuelle, on ne dispose que d'une estimation préliminaire des coûts d'exploitation et d'entretien des systèmes de transport. Au kilomètre-voyageur transporté, c'est le transport ferroviaire qui occasionne les dommages environnementaux les plus élevés, car ils peuvent atteindre 17 $/1 000 km-voy., le transport maritime des voyageurs étant le moins dommageable de toutes les formes de transport, avec 0,6 $ à

1,4 $/1 000 km-voy. L'automobile arrive au second rang, avec des coûts oscillant entre 5,9 $ et 6,3 $/1 000 km-voy., suivie du transport aérien et du transport par autocar avec, respectivement, 2,8 $ à 7,7 $/1 000 km-voy. et 2,1 $ à 3,8 $/1 000 km-voy.

Tableau 20
DOMMAGES PAR MODE DE TRANSPORT ET ORIGINE

Mode de transport	Construction et entretien des infrastructures	Fabrication et élimination des véhicules	Raffinage et distribution de carburant	Exploitation et entretien des véhicules ($1989/ 1 000 km-voy.)
Autocars	nd	nd	nd	2,1–3,8
Véhicules à moteur	nd	nd	nd	5,9–6,3
Avions	nd	nd	nd	2,8–7,7
Trains	nd	nd	nd	8,7–17,1
Bateaux	nd	nd	nd	0,6–1,4

Nota : nd signifie non disponible.

6.1 APPLICATIONS ET LIMITATIONS DES PRÉVISIONS

Les valeurs estimées des dommages environnementaux présentées au tableau 19 sont fondées sur des prévisions établies pour le secteur de la production d'électricité. L'évaluation des dommages environnementaux, conduites pour les centrales électriques, n'est pas entièrement applicable au secteur du transport. Les coûts découlant du SO_2 sont particulièrement préoccupants et les services publics d'électricité ont d'ailleurs été amenés à placer l'accent sur ces derniers à la suite des préoccupations formulées par le grand public et par les organismes de réglementation à propos des pluies acides. Comme le secteur du transport n'est pas un grand responsable des émissions de SO_2, les valeurs attribuées à celles-ci par les centrales électriques risquent de ne pas être tout à fait appropriées au domaine du transport.

En outre, les dommages occasionnés à la santé et dont il est question dans les études du secteur de la production d'électricité s'appliquent à la situation des centrales situées dans les régions urbaines ou à proximité. Bien que les déplacements interurbains impliquent, par définition, qu'on se rende dans des régions urbaines ou qu'on les traverse, le niveau effectif d'exposition de l'homme aux émissions des véhicules de transport de passagers serait inférieur à celui mentionné dans Ottinger et al (1990).

Les prévisions de la valeur des dommages environnementaux risquent de ne pas englober de nombreux effets potentiels et, par conséquent, de donner lieu à une sous-évaluation des dommages. Des prévisions plus complètes doivent donc inclure les dommages environnementaux dus aux émissions atmosphériques dont il n'est pas question dans les prévisions actuelles, comme les gaz à effet de serre, le méthane et le NO_2, les produits toxiques, les métaux lourds, les précurseurs de l'ozone et le HC, ainsi que d'autres dommages environnementaux comme la pollution de l'eau, l'utilisation des sols et le dépôt de déchets solides (Ottinger et al, 1990).

Enfin, les prévisions de dommages environnementaux sur une base kilomètre-voyageur peuvent fluctuer grandement selon le coefficient de remplissage des véhicules. Plus le coefficient de remplissage est important, moins les émissions et les dommages environnementaux exprimés en kilomètres-voyageurs le sont.

7. Les principaux obstacles à la prévision des coûts sociaux des dommages environnementaux

Il découle des parties précédentes que les bases théorique et empirique d'évaluation des coûts sociaux des dommages environnementaux attribuables au transport continuent de présenter d'importantes lacunes. Cependant, de très nets progrès ont été réalisés, surtout au cours de la dernière décennie, et l'on est parvenu à élaborer un cadre d'évaluation théorique beaucoup plus robuste. En outre, on peut compter sur un nombre croissant de données empiriques de plus en plus complexes qui nous viennent traditionnellement des États-Unis et, récemment, d'Europe. Malheureusement, les études empiriques, dont l'objet est de produire des résultats définitifs, demeurent des entreprises exigeantes et coûteuses. De plus, on ne peut habituellement pas généraliser les résultats quantitatifs de ces études qui ne peuvent donc servir que de points de repère dans d'autres contextes.

Plusieurs aspects théoriques et pratiques refont régulièrement surface dans les évaluations des coûts sociaux des dommages environnementaux. Nous allons en aborder certains dans les quelques pages qui suivent, avant de nous faire une idée (dans la prochaine partie) du potentiel de la recherche sur le plan de l'amélioration de la précision et de la fiabilité des prévisions.

7.1 ASPECTS THÉORIQUES

Que l'on effectue des études pour évaluer les coûts sociaux des dommages environnementaux, ou que l'on interprète les résultats de telles études, il importe de ne pas perdre de vue plusieurs aspects théoriques fondamentaux propres au cadre d'évaluation et à toute démarche d'application de ce cadre. Les aspects que nous allons aborder ici sont généraux et ne se limitent donc pas à telle ou telle méthode d'évaluation.

7.1.1 Établissement de la portée de l'évaluation

Dans l'évaluation des dommages environnementaux, surtout quand on a affaire à une pollution «non ponctuelle» comme celle attribuable au secteur du transport, il est souvent difficile de cerner la portée géographique et temporelle des effets. Ainsi, dans une évaluation d'incidence environnementale d'un projet quelconque de construction d'infrastructure de transport, comme un aéroport ou une route, il pourra être question de décider des distances sur lesquelles on évaluera les incidences du projet. Dans le même ordre d'idée, il s'agira d'établir des distinctions explicites ou implicites dans les horizons prévisionnels sur lesquels les incidences et les effets doivent se produire.

L'établissement de la portée de l'évaluation repose sur une analyse de la nature et de l'ampleur des incidences possibles et sur la prise en compte de l'importance de ces dernières, sur les plans scientifique (écologique) et socio-économique. Donc, la dimension socio-économique est vue comme étant un des éléments essentiels des incidences ou des effets environnementaux.

Ce constat est tout à fait conforme à la théorie économique voulant qu'il n'y ait coût social que s'il y a, *à la fois*, effet physique et perte de bien-être en découlant. Comme nous l'avons vu, on peut targuer d'anthropocentrique le fait de se limiter aux seuls coûts sociaux des dommages environnementaux. Mais on peut échapper à ce genre de critique, du moins en partie, si l'on adopte une vue plus large des services environnementaux qui contribuent au bien-être de l'Homme (par exemple, en incluant les valeurs d'existence que les êtres humains attribuent à d'autres espèces).

La perspective économique qui consiste à assimiler les effets aux coûts sociaux présente un avantage non négligeable, celui de fournir un critère d'évaluation de l'importance des effets et donc de mobiliser l'attention que méritent ces derniers. En outre, elle confère une certaine importance aux effets environnementaux sur les plans économique et politique.

Bien que la perspective économique permette de se concentrer sur les problèmes inhérents à l'établissement de la portée, dans l'espace et dans le temps, elle n'en élimine pas ces derniers pour autant. Il demeure difficile de savoir, par exemple, jusqu'où il faut aller dans l'analyse des liens de cause à effet, dans le cadre d'une évaluation des conséquences des émissions. En effet, ces liens se ramifient très rapidement et se font de plus en plus diffus. Malgré cela, les effets peuvent s'étendre de plus en plus, devenir de plus en plus subtils et donc avoir des conséquences globales plus grandes. De toute évidence, il existe des limites pratiques quant aux liens de cause à effet qu'il est possible d'explorer, mais il ne faut pas confondre ce genre de limites avec celles des effets eux-mêmes.

Dans le cas du transport interurbain des voyageurs, l'étendue physique des effets connus peut varier du niveau local, dans le cas des émissions de particules , au niveau planétaire, dans le cas des émissions de dioxyde de carbone qui contribuent au réchauffement du globe. Pour ce qui est de la dimension temporelle, on passe de l'irritation et de la gêne immédiates aux conséquences à long terme sur la santé, et éventuellement aux modifications des fonctions et des structures des écosystèmes. Ces derniers effets peuvent d'ailleurs ne pas se limiter aux générations actuelles, mais toucher les générations futures.

La théorie économique ne constitue qu'un guide incertain pour s'attaquer au problème de l'évaluation de la portée temporelle. L'approche habituelle en matière d'évaluation consiste à escompter les coûts et les avantages futurs, autrement dit, à réduire la valeur présente d'un montant équivalent aux coûts et aux avantages à venir, en fonction de leur éloignement dans le temps. Ce faisant, quand on envisage la question sur une période supérieure à 10 ans, les coûts et les avantages sont presque insignifiants. Les inquiétudes que soulève le développement économique sur le plan de la durabilité environnementale ont provoqué une remise en question de cette pratique.

La marge de manoeuvre dont on dispose pour calmer ce genre d'inquiétudes, par l'application de cette théorie économique, est limitée, mais on constate toutefois trois ouvertures prometteuses :

- On peut soutenir que la valeur des attraits naturels augmentera par rapport à celle des biens et des services commercialisés, de façon proportionnelle à la réduction relative (ou absolue) de l'abondance de ces attraits

naturels et de l'augmentation de la demande concernant ces attraits, sous l'effet d'un accroissement du temps et du revenu discrétionnaires. Ce phénomène tendrait donc à contrer les effets de l'escompte des coûts, car il se traduit par une diminution des coûts attribuables à la perte d'attraits environnementaux (Krutilla et Fisher, 1985).

- On peut trouver une façon d'incorporer l'équité intergénérationnelle en tant qu'élément plus explicite de l'évaluation économique, au-delà de la notion de valeur de legs dont nous avons parlé plus tôt et que l'on n'attribue qu'aux donateurs.
- On peut aussi invoquer plusieurs arguments (Pearce et Turner, 1990) en faveur du principe général voulant qu'il faut guider les activités économiques afin de garantir le maintien ou l'accroissement du «capital naturel».

La nécessité de pouvoir compter sur de nouvelles approches, comme celles susmentionnées, est évidente dès qu'on envisage les aspects dont nous allons traiter dans les paragraphes suivants.

Si l'on part du principe que les valeurs humaines prennent le pas sur les éléments et les fonctions des écosystèmes, et qu'elles s'appliquent dans le temps (de façon suffisamment large), l'établissement de la portée de l'évaluation est dès lors beaucoup plus limité par la connaissance qu'on possède des causes et des effets biophysiques que par les critères économiques.

7.1.2 L'évaluation

Bien qu'il soit théoriquement envisageable d'adopter une vision globale des valeurs humaines relatives à l'environnement, en pratique, les méthodes permettant de déterminer ce genre de valeurs sont loin d'être simples ou exhaustives. Cela étant, il convient d'être sélectif quant aux valeurs environnementales à évaluer dans tel ou tel cas. Il y a donc tout lieu de craindre qu'à cause d'un tel procédé, les valeurs «douces» et les valeurs environnementales diffuses ne soient sous-estimées par rapport aux valeurs économiques généralement «dures».

Qu'un tel choix s'opère ou non, il est toujours nécessaire d'établir le distinguo entre les différentes valeurs estimées, de sorte qu'on soit bien certain de ce qu'on évalue effectivement. En pratique, il est souvent très difficile de démêler les valeurs ou les motifs entrant en jeu et de comparer les mesures produites par différentes méthodes.

Cette difficulté peut surgir, non seulement pour l'économiste qui essaie d'évaluer les valeurs, mais également pour ceux qui conduisent les évaluations. Cela est particulièrement vrai pour les valeurs d'existence, mais il est possible de les confondre avec d'autres.

Sagoff (1998) s'est demandé si les «valeurs personnelles» de l'évaluation économique standard étaient commensurables avec les valeurs «de groupe» attribuées au patrimoine naturel et culturel, comme les régions naturelles uniques et particulières, ou les monuments historiques. Toute tentative visant à chiffrer ces valeurs en dollars peut, de façon implicite, contribuer à leur sous-évaluation (Kelman, 1981).

Qui plus est, comme nous l'avons vu, la conduite d'une évaluation présuppose que l'on sache ce qui contribue à notre bien-être. Costanza (1991), cité plus tôt, se demande dans quelle mesure on peut présupposer que le grand public possède ce genre de connaissances à propos des fonctions de l'écosystème, alors que les scientifiques commencent tout juste à découvrir la contribution de ces fonctions vitales, nécessaires à notre bien-être.

Lorsqu'il est question de telles valeurs dans la politique officielle, les évaluations effectuées par les membres du public doivent être circonscrites par un procédé plus large de délibération publique faisant notamment appel à la contribution des scientifiques. Ce genre de délibérations doit également tenir compte des connaissances limitées que les scientifiques possèdent des procédés et des fonctions de l'écosystème ainsi que des risques inconnus que pose toute action venant perturber ces fonctions. Sous l'effet d'une amélioration des connaissances on suppose que les évaluations les plus élémentaires répondront aux besoins impératifs de protéger les fonctions de l'écosystème nécessaires à la vie à la surface de notre planète.

7.1.3 L'équité

Les mesures économiques des valeurs, dont il est ici question, sont essentiellement fondées sur la volonté de payer (VDP) ou sur la volonté d'accepter (VDA) des gens. Ces mesures soulèvent la problématique de l'équité au sein d'une même génération (équité intragénérationnelle) et de l'équité entre générations (équité intergénérationnelle).

Pour ce qui est de l'équité intragénérationnelle, il est évident que la volonté de payer des gens dépend de leur capacité financière, laquelle varie grandement d'une personne à l'autre. Dans le même ordre d'idées, l'indemnité

exigée est fonction des avoirs de chacun et, par conséquent, elle est plus grande dès lors que les avoirs sont plus importants.

Ces disparités signifient que les évaluations de chacun agissent de façon différente sur l'évaluation sociale globale, selon la capacité de payer de chaque individu. On peut également constater certaines disparités dans l'incidence variable des dommages environnementaux sur les membres de la société, les moins bien nantis ayant à subir des conséquences plus marquées que les autres (comme des niveaux de pollution plus élevés).

Bien qu'il existe plusieurs types de dommages environnementaux que tous les membres de la société ont intérêt à éviter, quel que soit leur niveau d'opulence, les différences de pondération applicables aux évaluations personnelles, en fonction de l'opulence de chacun, peuvent transpirer dans les évaluations relatives des problèmes environnementaux. Ces problèmes tendent à se présenter sous la forme de pertes d'attrait pour les personnes les mieux nanties et sous la forme de conséquences sur la santé pour les moins bien lotis.

Il convient donc de tenir compte de ces tendances potentielles dès l'étape de l'établissement de la portée. Plus tôt (partie 3), nous avons vu quelles sont les méthodes qui peuvent permettre de compenser ou de corriger ces fluctuations dans les évaluations.

Par définition, les générations à venir ne sont pas présentes pour exprimer leurs points de vue, ni pour faire en sorte que leur VDA ou leur VDP soient prises en compte. D'où le problème de l'équité entre générations. Là encore, il convient d'accorder une attention toute particulière aux générations à venir, à l'étape de l'établissement de la portée, de sorte à tenir compte de ces incidences dans l'évaluation globale.

7.1.4 L'incertitude

L'incertitude scientifique à propos des incidences environnementales domine le débat sur l'évaluation. On peut régler ce problème de l'incertitude (pour ce qui est de la connaissance probabiliste des paramètres intervenant dans les relations de cause à effet), grâce à la théorie de l'espérance d'utilité, si l'on peut cerner les attitudes et les profils de risque. Par contre, l'incertitude est beaucoup plus grande lorsqu'on ignore tout des relations causales qui risquent d'être importantes.

La plus grande partie des incertitudes tient à la difficulté d'établir des seuils pour les effets des systèmes physiologiques et écologiques complexes. Les scientifiques ne cessent de découvrir de nouveaux effets du stress, à des degrés inférieurs à ceux constatés auparavant. C'est, par exemple, le cas de la recherche à propos des effets de l'exposition au plomb sur la santé (tout à fait approprié pour l'étude actuelle), car la recherche a finalement contribué au retrait progressif du plomb dans l'essence. On peut dire la même chose de la recherche et de la politique sur les pluies acides.

L'incertitude risque de s'aggraver quand on est en présence d'effets de plusieurs sources, qui se cumulent dans le temps. D'ailleurs, les effets environnementaux des émissions du transport interurbain des voyageurs font partie des effets globaux des émissions de transport et des effets des émissions provenant de toutes les sources. En outre, ces émissions risquent de n'être qu'un facteur parmi tant d'autres servant à déterminer les stress physiologique et écologique. Dans le cas qui nous intéresse, le transport interurbain des voyageurs n'est qu'un responsable parmi d'autres des dommages causés à l'environnement et il faut juger la congruité des politiques, dans la lutte contre les effets environnementaux de ce mode de transport, en regard de l'efficacité des politiques pour tous les autres secteurs responsables de la pollution.

Les principales incertitudes, dans le cas du transport interurbain des voyageurs, concernent les effets des émissions sur les matériaux, la santé et le bien-être de la biote et de l'homme, ainsi que les effets de l'utilisation des sols sur l'habitat faunique et sur l'espace disponible pour d'autres usages. Même si l'on parvenait à dégager des relations dose-réponse ou d'autres mesures d'incidences en conditions expérimentales, il y aurait encore une grande incertitude quant aux incidences de ces mesures sur l'ampleur et sur l'étendue géographique des conséquences envisagées dans la réalité. Il serait très difficile d'établir la distinction entre les effets de différents modes de transport, surtout dans un même corridor.

L'analyse précédente à propos de l'incertitude a surtout été axée sur les incidences biophysiques. Outre donc l'incertitude biophysique, il règne également un certain flou à propos des évaluations futures des attraits environnementaux. C'est particulièrement vrai quand on envisage la situation sur plusieurs générations, parce que les technologies peuvent changer et que les demandes relatives de ressources et d'attraits peuvent basculer

dans un sens ou dans l'autre. Il est donc très difficile d'anticiper quelles seront les combinaisons de capital naturel et de capital artificiel les plus appréciées par les futures générations. Comme nous l'avons vu, certains économistes (Krutilla et Fisher, 1985; Pearce et Turner, 1990) ont avancé des arguments raisonnables pour suggérer que la valeur relative du capital naturel, surtout en ce qui concerne les fonctions vitales et les attraits environnementaux, risquent d'augmenter dans l'avenir.

Parce que la détermination du coût social des dommages environnementaux présente, en soi, peu de valeur pratique, il y a une troisième forme d'incertitude qui fait surface. En pratique, on se préoccupe surtout des coûts et des avantages éventuels des politiques destinées à réduire et à contrôler les dommages environnementaux. Il peut y avoir une incertitude considérable à propos de l'efficacité des politiques et de leurs coûts de mise en oeuvre. L'importance de l'incertitude à propos des coûts est de nouveau illustrée par les politiques concernant les pluies acides et le retrait progressif de l'essence dans le plomb. Dans les deux cas, les coûts et l'efficacité des politiques envisagées ont été parmi les principaux aspects sujets à incertitude, relativement aux mesures législatives ou réglementaires envisagées. On pourrait dire la même chose du débat actuel à propos des émissions de gaz à effet de serre et du réchauffement planétaire.

7.1.5 L'irréversibilité

L'évaluation devient particulièrement difficile (et nombre des aspects que nous venons de voir s'en trouvent compliqués) en présence d'irréversibilités environnementales. On entend par irréversibilité la perte permanente d'éléments d'un écosystème ou de la capacité de cet écosystème de maintenir une fonction particulière. Par exemple, l'agrandissement d'une route ou d'un aéroport risque de perturber l'habitat d'espèces rares. Les émissions des gaz à effet de serre peuvent également contribuer au changement climatique planétaire, lequel serait pratiquement irréversible. Les préoccupations que soulève l'irréversibilité découlent principalement de la perte discontinue dont nous avons parlé précédemment. Les pertes graduelles des fonctions de l'écosystème, comme l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique et le changement climatique soulèvent la question plus large de la durabilité environnementale.

De toute évidence, si l'on connaît la valeur de la préservation d'un élément ou de la fonction d'un écosystème, alors il faut que la valeur du développement ou d'une activité donnés soit supérieure à la valeur de préservation

pour qu'on retire un avantage net de ce développement ou de cette activité, qui engendre une perte de la valeur de préservation. Cependant, il n'est pas rare que les valeurs de préservation soient négligées et que l'on affiche un optimisme indu à propos des avantages nets du développement, voire qu'on les surévalue.

Le problème des irréversibilités ne fait que conférer plus d'importance encore à la question de l'équité intergénérationnelle, les pertes irréversibles étant non seulement subies par la génération actuelle, mais également par les générations à venir. Souvent, toutefois, seule la génération actuelle, à moins que ce ne soit une génération future, bénéficie des avantages d'un développement ou d'une activité donnés synonymes de perte environnementale. Dès lors, se pose la question de savoir s'il est juste que la génération actuelle tire tous les avantages, aux dépens des générations à venir. Il faudrait, pour le moins, s'intéresser à l'ensemble du legs économique et environnemental que la génération actuelle transmettra aux générations futures.

Le problème des irréversibilités est compliqué par les incertitudes qui enveloppent les valeurs des éléments ou des fonctions de l'écosystème sujets à une perte irréversible. Il est souvent difficile, pour ne pas dire impossible de savoir quelles sont ou quelles pourront être les valeurs des éléments ou des fonctions de l'écosystème. L'exemple qu'on cite souvent à ce propos est celui des espèces ou des stocks rares qui pourraient devenir la seule et unique source de médicaments d'importance vitale. Il se pourrait également que des espèces particulières aient une fonction non reconnue dans le maintien de l'équilibre de l'écosystème en général.

Compte tenu de telles incertitudes, la stratégie qui permettrait de réduire le risque au minimum consisterait à limiter les pertes maximales possibles. Le cas échéant, le développement serait l'option préférable à la condition que tous les coûts de préservation, c'est-à-dire les avantages de développement auxquels on renoncerait, dépassent les pertes maximales possibles découlant du développement. Une telle approche devrait permettre de corriger tous les biais en faveur du développement et contre la préservation.

Il peut être difficile de retracer tous les composants et toutes les fonctions de l'écosystème que les activités de l'homme mettent en péril, ainsi que toutes les incertitudes relatives à leurs valeurs et à leurs probabilités de

perte. Cela étant, des chercheurs ont recommandé l'élaboration de normes minimales, de sorte à éviter les pertes irréversibles d'éléments et de fonctions d'écosystème importants. (Ciriacy-Wantrup, 1952). C'est d'ailleurs ce genre d'approche qui a été retenue dans le cas des espèces menacées (Bishop, 1978).

8. Le potentiel de la recherche sur le plan de l'amélioration de la précision des prévisions

Jusqu'ici, nous avons effectué un survol des coûts environnementaux inhérents au transport interurbain. Nous avons vu que ces genres de prévisions étaient caractérisées par un certain nombre de difficultés et de défauts. Dans la présente partie, nous allons analyser quelques uns de ces défauts afin de voir dans quelle mesure la recherche peut permettre d'améliorer la précision et la fiabilité des prévisions.

Pour cela, il faut savoir qu'il existe plusieurs niveaux d'incertitude auquel il faut s'attarder. Par exemple, et en ce qui concerne les émissions, il y a incertitude à chaque étape de l'analyse, de l'émission même à son devenir dans l'environnement et à ses effets sur le milieu : volumes des émissions, transport et élimination, exposition, réponse et évaluation. Dans la partie suivante, celle qui traite des prévisions biophysiques, nous allons voir, de façon générale, suivant quelles priorités il convient d'aborder les incertitudes constatées, de l'émission à la réponse et, dans la partie concernant les prévisions économiques, nous verrons quelles priorités adopter dans le cas des incertitudes entourant les prévisions. Toutes ces discussions débouchent sur la formulation de recommandations générales à propos des priorités de recherche.

Il a précédemment été question de deux limitations importantes relatives à ces prévisions de coûts; mais celles-ci s'accompagnent ici d'une réitération notoire. Tout d'abord, les prévisions de coûts correspondent toutes, soit à un coût moyen, soit à un coût marginal (autrement dit à une augmentation de coûts par unité d'accroissement des émissions ou de l'usage de la ressource), en regard des niveaux actuels des émissions et de la qualité environnementale. Par exemple, les coûts des émissions de dioxyde de carbone sont fondés sur les coûts actuels d'achat et de boisement de terres

afin d'absorber ce dioxyde de carbone par photosynthèse. Mais une fois que toutes les terres actuellement disponibles à cette fin auront été utilisées, le coût que représentera l'acquisition d'autres parcelles pour absorber les émissions supplémentaires, risquent d'être très élevées. Par conséquent, le coût moyen actuel ou le coût marginal risquent d'être trompeurs.

Dans la même veine, les coûts marginaux des incidences environnementales peuvent augmenter rapidement à l'approche des seuils écologiques ou physiologiques. Par exemple, il se peut que certains lacs semblent être peu affectés par les précipitations acides avant que le pouvoir tampon du bassin hydrographique environnant soit épuisé, après quoi l'acidification peut augmenter très rapidement. Là encore, les coûts marginaux peuvent être trompeurs. Il apparaît donc nécessaire d'envisager non seulement les coûts des changements marginaux de faible ampleur, mais également les limites et les seuils biophysiques risquant d'être franchis à long terme.

La deuxième limitation importante propre aux prévisions de coûts dont il est ici question, tient au fait que les données utilisées sont trop clairsemées pour permettre un examen des différents modes de transport sur toute la durée de leur cycle de vie, notamment pour ce qui est de la construction et de l'entretien des infrastructures, de la fabrication et de l'élimination des véhicules, du raffinage du carburant et de sa distribution et de l'exploitation et de l'entretien des véhicules. Les coûts initiaux pourraient, en outre, englober plusieurs subventions ou coûts externes, dont les coûts environnementaux.

8.1 ASPECT BIOPHYSIQUE

8.1.1 Les émissions

Les prévisions concernant les émissions, et dont il est question dans le présent rapport, sont fondées sur des règlements existants, sur des carburants aux caractéristiques typiques et sur l'efficience moyenne des carburants pour chaque mode de transport. Pour certains modes — notamment pour le transport automobile — les émissions sont largement déterminées par les règlements environnementaux qui sont exprimés en unité de masse par unité de distance (g/km); pour les autres modes, les émissions sont estimées à partir de l'efficience énergétique (MJ/km) et des taux d'émission par unité (g/MJ) qui traduisent les caractéristiques des carburants. À long

terme, on pourrait également englober, dans le choix du mode, la possibilité de règlements plus exigeants, les changements envisagés dans les types de carburants ou dans leurs caractéristiques (par exemple, carburants de substitution ou carburant diesel à faible teneur en soufre) et l'amélioration de l'efficience énergétique.

Les résultats comparables pour les émissions, et donc pour les coûts, par kilomètre-voyageur, dépendent aussi beaucoup des hypothèses relatives aux coefficients de remplissage. Interviennent dès lors les possibilités d'augmentation ou de diminution, dans l'avenir, des coefficients de remplissage.

8.1.2 Le transport et l'élimination

Les prévisions de coût présentés dans ce rapport sont principalement dérivées des études de coût effectuées à propos des centrales électriques (Ottinger et al, 1990). Cependant, les émissions dues au transport ont une composition et des caractéristiques chimiques différentes de celles des émissions des centrales électriques.

Dans le cas de ces dernières, c'est surtout le dioxyde de soufre et les particules qui ont été les plus préoccupants, qui ont donc reçu le plus d'attention et qui ont fait l'objet du plus de rigueur dans les évaluations. Pour ce qui est du secteur du transport, ces émissions sont moins inquiétantes que les oxydes azoteux, les hydrocarbures et le monoxyde de carbone, ces dernières ayant fait l'objet de moins d'attention dans les évaluations d'incidences.

Les émissions du transport sont généralement rejetées au niveau du sol ou presque et, ce faisant, elles peuvent avoir des incidences plus concentrées à l'échelle locale. Par contre, ce n'est pas ce que traduisent les prévisions au sujet desquelles on prend pour acquis que les émissions du transport obéissent au même régime de transport et d'élimination que les émissions des centrales électriques.

En fait, les incidences du transport aérien devraient être surtout concentrées à proximité des aéroports, celles des autocars et des voitures à proximité des routes et celles du train au voisinage des voies de chemin de fer. Et cela est vrai non seulement pour les émissions, mais aussi pour l'incidence de l'utilisation des sols (comme la perturbation des habitats fauniques, la modification du régime hydrologique et les considérations esthétiques). Il faut appréhender les incidences cumulées de ces effets.

Enfin, l'altitude à laquelle les polluants sont rejetés peut influer sur les prévisions des dommages. D'après une récente étude, la force radiative de la température de surface est très sensible aux changements survenant dans l'ozone troposphérique à des altitudes supérieures à 12 kilomètres — altitude qui correspond aux niveaux maximums d'émissions d'oxydes azoteux attribuables aux avions. L'étude conclut que les dommages environnementaux dus aux émissions de NO_x par les avions sont 30 fois supérieurs à ceux des véhicules de surface, sur une base unitaire (Johnson, Henshaw, McInnes, 1992). Il convient également de tenir compte de l'incidence de l'altitude à laquelle prennent place les rejets, sur les dommages.

8.1.3 L'exposition

La concentration des effets des différents modes de transport à proximité d'infrastructures signifie qu'il n'y a pas que les personnes, les matériaux et les écosystèmes voisins qui peuvent être exposés aux incidences, mais aussi les voyageurs eux-mêmes, les véhicules et les infrastructures de transport. Quoi qu'il en soit, peu de recherches ont eu pour objet de mesurer directement l'exposition due au transport de voyageurs et l'on a plutôt fondé les prévisions d'exposition sur les conditions ambiantes. Ce faisant, on risque de n'avoir qu'une perspective incomplète de l'exposition totale due à des voies de pénétration multiples.

La recherche fait également défaut en ce qui concerne les comportements d'évitement de l'exposition aux externalités du transport. Il est donc difficile, voire impossible d'évaluer les coûts et les avantages cédés qui découleraient d'un tel comportement d'évitement.

8.1.4 La réponse

La plupart des évaluations présentées ici sont essentiellement fonction de la méthode du coût direct de la prévision des dommages et, par conséquent, des fonctions «dose-réponse» ou «dommage» établissant le lien entre l'exposition totale et l'incidence des effets et des coûts particuliers (c'est-à-dire l'effet auquel une fonction «dose-réponse» ou «dommage» est clairement identifiable et mesurable). Cette approche peut donner lieu à une méconsidération des effets qui sont plus subtils et moins facilement mesurables ou à ceux pour lesquels les coûts à long terme sont moins évidents.

Afin d'établir qu'une réponse découle d'une conséquence du transport ou des émissions du transport, il est nécessaire de prouver le bien-fondé des étapes précédentes. Il est toujours possible, à chaque étape, de confondre les effets du transport avec les autres effets. En outre, cela peut également donner lieu à une limitation des coûts environnementaux attribuables au transport.

Il ressort des prévisions mentionnées ici que c'est à la santé de l'être humain qu'on peut accorder les coûts d'émissions les plus élevés. Vient ensuite la visibilité. On ne connaît pas les coûts propres à plusieurs catégories, notamment aux forêts et aux écosystèmes. Comme l'ont souligné Ottinger et al (1990, p. 553), l'évaluation des effets sur les écosystèmes, sur la faune, sur les espèces menacées et sur les biens historiques ou culturels a été jusqu'ici très limitée. Et il s'agit là d'une limitation importante qui mérite une plus grande attention. Les coûts sont évidents en ce qui concerne la circulation en milieu urbain, ils peuvent être plus ou moins difficiles à discerner dans le cas du transport interurbain. Nombre d'études ont porté sur la contamination, par des métaux lourds en bordure de route, surtout par le plomb que contenait l'essence à une époque (Freedman, 1989). On suppose que les autres métaux proviennent de l'usure des véhicules. On a constaté que tous ces métaux s'accumulent au sol dans les forêts éloignés des routes, mais on n'a pas encore cerné les conséquences de cette contamination accrue sur l'écosystème (ibid.).

Dans l'ensemble, toutes ces considérations donnent à penser qu'il conviendrait d'axer un peu plus les efforts sur l'amélioration des prévisions des coûts environnementaux du transport interurbain sur l'évaluation des incidences locales, en complément des prévisions concernant les coûts plus étendus des émissions dont il a été question ici. En général, ces incidences locales pourraient inclure les effets cumulatifs des émissions, des changements dans l'utilisation des sols et des considérations d'ordre esthétique. Bien qu'il soit possible d'envisager ce genre d'incidences dans le cas des évaluations d'incidences environnementales (par exemple, pour les projets d'amélioration des routes ou d'agrandissement des aéroports), ce n'est généralement pas ainsi que l'on procède pour en évaluer les coûts. Quoi qu'il en soit, ces évaluations d'incidence (ou mieux encore la vérification *a posteriori* des évaluations d'incidence) devraient servir de point de départ dans la détermination de certains coûts environnementaux des transports à l'échelle locale, en complément des prévisions relatives aux coûts généralisés des émissions.

En ce qui concerne les incidences locales et à distance, il faut accorder une plus grande attention aux changements irréversibles, comme l'accumulation de contaminants toxiques et les gaz à effet de serre qui ont des conséquences écologiques ou physiologiques incertaines ou du moins que l'on ignore.

8.2 ASPECT ÉCONOMIQUE

Les prévisions des coûts environnementaux attribuables au secteur du transport, dont il est fait mention ici, sont principalement dérivées d'études effectuées aux États-Unis à propos des coûts directs des dommages environnementaux dus aux émissions. Ces prévisions, et les hypothèses qui les sous-tendent, n'ont pas fait l'objet d'une vérification approfondie quant à leur applicabilité à la réalité canadienne. Ce genre de vérification serait nécessaire avant d'accorder une quelconque crédibilité à ces prévisions en vue de l'élaboration d'une politique canadienne.

Pour les dommages environnementaux ou les répercussions sur la santé, les coûts englobent à la fois les coûts indirects d'évitement ou d'atténuation des dommages et la perte résiduelle de bien-être découlant d'un comportement d'évitement ou d'atténuation. Bien que l'on soit parvenu à un certain degré d'uniformité dans l'évaluation des coûts directs, d'une étude à l'autre, il n'a pas été possible de réaliser la même chose dans le cas des coûts dus à la perte résiduelle de bien-être. Pour ce qui est des changements survenant dans les risques de morbidité et de mortalité, il semble qu'il existe d'importants écarts dans la façon dont les gens évaluent ces risques, comme l'ont fait ressortir les méthodes hédonistes de fixation des prix, les méthodes de fonction de production ménagère et les méthodes d'évaluation subordonnée, surtout entre deux évaluations réalisées suivant deux modes différents. Il se pose encore certaines questions fondamentales relativement à l'application de ces méthodes et des déductions que l'on peut légitimement tirer à leur propos, surtout en ce qui a trait à l'évaluation de la morbidité et de la mortalité. Quoi qu'il en soit, les coûts de la morbidité et de la mortalité sont deux grands éléments des coûts attribuables aux émissions du secteur du transport.

Force est de constater l'existence de hiatus notoires dans les prévisions concernant certains dommages, surtout les dommages potentiels aux forêts et aux écosystèmes. Ces dommages éventuels devraient faire l'objet d'autres

recherches écologiques avant qu'une évaluation économique ne puisse donner lieu à des prévisions quantitatives de coûts. Sur un plan qualitatif, la théorique économique ne peut servir que de guide, comme nous l'avons vu plus tôt, à propos de la prudence qui s'impose, surtout à cause des incertitudes et des irréversibilités.

Quoi qu'il en soit, il serait possible de préciser les conséquences des incidences environnementales du secteur du transport si l'on avait recours à certaines études d'évaluation, choisies avec soin. Ces dernières pourraient reprendre certaines des méthodes d'évaluation dont il a été question dans le présent document, du moins pour certains des coûts environnementaux que l'on peut raisonnablement attribuer au transport. Toute tentative visant à estimer ces coûts permet également de dégager les hiatus ou les incertitudes existant dans nos connaissances de la biophysique, défauts qui revêtent la plus haute importance dans l'élaboration d'une politique.

8.3 RECOMMANDATIONS

Bien qu'il existe, aux États-Unis et en Europe, tout un corps d'ouvrages sur l'évaluation des coûts sociaux des dommages environnementaux, au Canada, on n'a pas encore effectué de recherches ni d'évaluations originales. Telle est la situation en ce qui concerne l'évaluation des dommages environnementaux en général et, forcément, l'évaluation des dommages environnementaux attribuables au secteur du transport, en particulier.

Cela étant, on pourrait envisager d'entreprendre des recherches d'évaluation dans trois domaines où l'on aurait le plus de chances d'obtenir des résultats et de parvenir à une certaine utilité à court terme, tout en disposant d'un cadre de recherche et d'une capacité générale susceptible de favoriser des progrès dans l'avenir.

Tout d'abord, et même si l'on ne se livre pas à une évaluation monétaire quantitative complète, il serait très utile d'énoncer toute la gamme des incidences environnementales possibles correspondant à chaque mode de transport, en fonction d'une analyse sur toute la durée de vie, analyse que nous avons recommandée ici.

Deuxièmement, on pourrait conduire un plus grand nombre d'évaluations quantitatives relativement aux évaluations des incidences environnementales

des projets ou des politiques de transport. De telles évaluations pourraient nous permettre d'avoir une idée des coûts environnementaux à l'échelle locale, coûts que l'on pourrait extrapoler pour parvenir à des coûts globaux, à prendre en considération dans les politiques de transport.

Troisièmement, il pourrait être particulièrement révélateur, et en même temps utile sur le plan des résultats auxquels les gens pourraient directement se référer, d'entreprendre une évaluation des incidences environnementales pour chaque mode de transport, dans un corridor multimodal. Pour cela, on pourrait retenir le corridor Windsor-Québec ou le corridor Edmonton-Calgary.

Enfin, outre la portée de l'évaluation des incidences environnementales du transport, mais dans le respect des prospectives à long terme, on pourrait également s'interroger à propos de l'origine de la demande de transport afin de savoir si certains coûts sociaux et environnementaux attribuables à ce domaine pourraient être réduits (ou peut-être même augmentés) par la mise en oeuvre de technologies de communications de pointe.

NOTES

L'équipe de recherche tient à remercier John Lawson, de la Commission royale, pour l'aide qu'il lui a apportée tout au cours du projet, dans le repérage et la sélection des documents de référence pertinents. En outre, il n'a pas hésité à nous faire part de commentaires avisés et fort utiles à propos de l'ébauche du rapport. Il a été, en cela, imité par d'autres employés de la Commission, surtout par John Sargent, directeur de la Recherche.

Ed Hanna et Peter Victor de VHB, eux aussi, nous ont permis de découvrir des documents de référence fort utiles, sans compter que nous avons bénéficié de leur opinion pour tester les idées nouvelles.

L'équipe de projet de VHB était constituée de David Heeney (chef de projet), de Peter Stokoe (qui a préparé l'analyse des méthodologies économiques), de Murray Trott (qui s'est chargé de l'évaluation des émissions et de leur valeur économique) et de Evelyn Nepom (qui a rédigé les parties sur les effets environnementaux et les incidences non liées aux émissions).

1. Il est également fait mention dans le *Plan vert du Canada*, de la préservation de l'intégrité du Nord canadien et de l'adoption d'un processus décisionnel respectueux de l'environnement à tous les échelons de la société.

2. Il est essentiel dans le cadre d'une évaluation environnementale (ainsi que du modèle rationnel de planification) de comparer différentes solutions de remplacement. En principe, il s'agit d'envisager la totalité du cycle de vie de chacune des solutions de remplacement, mais en pratique, rares sont les évaluations d'incidence, quantitatives ou exhaustives, qui ont été effectuées jusqu'ici.

3. De façon purement conceptuelle, il est possible d'évaluer les dommages matériels un peu de la même façon que dans le cas de la santé, à partir des niveaux d'exposition et de la dose-réponse.

4. On remarquera, cependant, que les valeurs nettes du déplacement en automobile et du déplacement en autocar sont forcément différentes pour la société dans son entier que pour une personne qui effectue, seule, ce genre de choix, parce que les coûts sociaux de ces deux solutions ne sont pas limités aux coûts privés, puisqu'ils englobent les coûts externes de l'encombrement des routes, les dommages environnementaux et d'autres coûts du même genre qui sont assumés par tous les membres de la société. En ce qui nous concerne, nous nous intéressons principalement à l'élément externe des coûts sociaux.

5. Il convient de remarquer que même le fait de respirer s'accompagne d'un rejet de dioxyde de carbone dans l'atmosphère, gaz qui contribue au réchauffement planétaire.

6. De tels effets peuvent se produire non seulement dans l'environnement naturel, mais également dans le milieu artificiel, comme c'est le cas des embouteillages et des accidents, bien que notre principal sujet d'intérêt, dans ce rapport, soit l'environnement naturel.

7. On remarquera toutefois que, même si ces coûts sont directs, il faut souvent les déduire de façon indirecte par un calcul de moyenne des fonctions «dose-réponse» ou «dommages» qui établissent le lien entre les paramètres environnementaux et les dégâts occasionnés à l'environnement (par exemple, la concentration de dioxyde de soufre et les dégâts matériels ou les dégâts occasionnés aux cultures). Certaines références (par exemple, Pearce et Markandya, 1989) établissent le distinguo entre les différentes méthodes, principalement en fonction de cette interprétation des coûts directs et des coûts indirects (autrement dit, suivant que les fonctions «dose-réponse» ou «dommages» s'appliquent ou non).

8. Les émissions varient d'une usine à l'autre selon les règlements en vigueur dans les différentes instances. Des règlements plus stricts peuvent effectivement limiter le choix de matières dont peut disposer le fabricant. Par exemple, les règlements limitant les émissions de solvants ont contraint certains fabricants d'automobiles à abandonner les peintures à base de solvant au profit de peintures à base d'eau.

9. Les émissions par kilomètre-voyageur varient en proportion des coefficients de remplissage, et donc de la capacité d'emport. Si ce coefficient doublait dans le secteur du chemin de fer, les émissions par kilomètre-voyageur diminueraient de moitié. Les évaluations pour les coefficients de remplissage ne sont pas explicites dans les calculs effectués dans le cadre de ce rapport et n'y sont donc pas mentionnées.

10. Le raisonnement tenu dans cette partie suit celui d'Ottinger et al, 1990, p. 127.

11. Une récente étude donne à penser que les émissions de CFC ne contribueraient pas au réchauffement planétaire, comme on l'avait d'abord cru. Les trous dans la couche d'ozone stratosphérique dus aux émissions de CFC peuvent en fait provoquer une diminution de la force radiative de la terre, à des latitudes moyennes à élevées. Cette réduction pourrait plus que compenser les effets de réchauffement dus aux émissions de CFC. (Organisation mondiale de météorologie, Programme environnemental des Nations Unies, 1991).

12. Les émissions à la source et les niveaux naturels de polluants contribuent, tous deux, à l'exposition totale.

RÉFÉRENCES

Acres International Limited, *The Effects and Social Costs of Fossil-fired Generating Station Emissions on Structural Materials*, mise à jour, Toronto, Ontario Hydro, 1991.

Ahuja, M. et P. Amar, *California's Program to Assess Economic Impact of Acidic Deposition on Materials.* Quatre-vingt-huitième assemblée annuelle de l'American Pollution Control Association, Dallas, Texas, 1988.

Badr, O., S.D. Probert et P.W. O'Callahan, «Chlorofluorocarbons and the Environment: Scientific, Economic, Social and Political Issues», *Applied Energy*, 37, 1990, pp. 247-327.

Barakat & Chamberlin, *Contribution of the Transportation Sector to Atmospheric Pollution Problems*, document de travail préparé pour la Commission royale sur le transport des voyageurs au Canada, 1990.

Beanlands, G. et P. Duinker, «Un cadre écologique pour l'évaluation environnementale au Canada: Halifax», Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, 1983. Publié en coopération avec le Bureau fédéral d'examen des évaluations environnementales.

Bishop, R., «Endangered Species and Uncertainty: the Economics of a Safe Minimum Standard», *American Journal of Agricultural Economics*, 60, 1978, pp. 10-18.

Bloxam, Rob. (Ministère de l'Environnement, Direction générale des ressources atmosphériques). Conversation téléphonique avec l'auteur, 13 novembre 1991.

Braden, J.B. et C.D. Kolstad, (Édit.) *Measuring the Demand for Environmental Quality*. Amsterdam, Elsevier, 1991.

Bromley, Daniel W., *Environment and Economy: Property Rights and Public Policy*, Oxford, Blackwell, 1991.

Brown, H.L., *Energy Analysis of 108 Industrial Processes*, New York, Fairmont Press, 1985.

Carson, Richard T., «Constructed markets», dans *Measuring the Demand for Environmental Quality*, J.B. Braden et C.D. Kolstad, (Édit.) Amsterdam, North-Holland, 1991.

Chappelka, A.H. et B.I. Chevone, «White Ash Growth Response to Ozone and Simulated Acid Rain», *Canadian Journal of Forestry Resources*, 16, 1989, pp. 786-790.

Ciriacy-Wantrup, S., *Resource Conservation: Economics and Policies*. Berkeley, University of California Press, 1952.

Commission royale sur le transport des voyageurs au Canada, *En marche : le rapport intérimaire de la Commission royale sur le transport des voyageurs au Canada*, Ottawa, Approvisionnements et Services Canada, 1991.

Concord Environmental et VHB Research and Consulting Inc., *Update of Information on Health and Environmental Effects of Air Pollutants from the Transportation Sector*. Rapport provisoire (non publié), Ottawa, Environnement Canada, 1991.

Ibid., *The Effects and Social Costs of Fossil-fired Generating Station Emissions due to Electrical Exports on Human Health*, mise à jour, Toronto, Ontario Hydro, 1991a.

Costanza, Robert, «Assuring Sustainability of Ecological Economic Systems», dans *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, R. Costanza, (Édit.) New York, Columbia University Press, 1991.

Cropper, M.L. et A.M. Freeman III, «Environmental Health Effects», dans *Measuring the Demand for Environmental Quality*, J.B. Braden et C.D. Kolstad, (Édit.) Amsterdam, North-Holland, 1991.

Cropper, M. et W. Oates, «Environmental Economics: A Survey», *Discussion Paper QE 90-12*, Washington, D.C., Resources for the Future, 1990.

Dale, J.M. et B. Freedman, «Lead and Zinc Contamination of Roadside Soil and Vegetation in Halifax, N.S.», *Proceedings of the Nova Scotia Institute of Science*, 32, 1982, 327-336.

Devall, Bill et George Sessions, *Deep ecology: Living as if Nature Mattered*, Salt Lake City, Peregrine Smith Books, 1985.

DPA Group Inc., *Review and Update of Bio-economic Models of Acid Deposition*, Toronto, ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1987.

Environnement Canada, *Le Plan vert du Canada*, Ottawa, Approvisionnements et Services Canada, 1990.

Freedman, B., *Environmental Ecology: The Impacts of Pollution and Other Stresses on Ecosystem Structure and Function*, San Diego, Academic Press Inc., 1989.

Haneef, S.J., C. Dickenson, J.B. Johnson, G.E. Thompson et G.C. Wood, «Effects of Air Pollution on Historic Buildings and Monuments and the Scientific Basis for Conservation», *European Cultural Heritage*, 4(3), 1990, pp. 9-16.

Heck, W. W. «Assessment of Crop Losses from Air Pollutants in the United States», In *Air Pollution's Toll on Forests and Crops*, J.J. MacKenzie et M.T. El-Ashry, (Édit.) New Haven, Yale University Press, 1989.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), *Climate Change*, New York, Cambridge University Press, 1990.

Jensen, K.F. et R.L. Patton, «Response of Yellow-Poplar (*Lirondendron tulipifera L.*) Seedlings to Simulated Acid Rain and Ozone — Growth Modifications», *Environmental and Experimental Botany*, 30, 1990, pp. 59-66.

Johnson, C., J. Henshaw et G. McInnes, «Impact of Aircarft and Surface Emissions of Nitrogen Oxides on Tropospheric Ozone and Global Warming», *Nature*, 355, nº 6355, 1992.

Kelman, S., *What Price Incentives?* Boston, Auburn House, 1981.

Khan, A.M., *Energy and Environmental Factors in Intercity Passenger Transportation*, Ottawa, Transports Canada, 1990.

Knetsch, J., «Legal Rules and the Basis for Evaluating Economic Losses», *International Review of Law and Economics*, 4, 1984, pp. 5-13.

Knetsch, J. et J. Sinden, «Willingness to Pay and Compensation Demanded: Experimental Evidence of an Unexpected Disparity in Measures of Value», *Quarterly Journal of Economics* 1984 (août), 1984, pp. 507-521.

Kolomeychuk, R.J., K.L. Yeager et J.M. Spiegel, The Environmental Applications Group Limited et A. Yassi, *Effects of Automotive Emissions*, Ottawa, Environnement Canada, 1984.

Krutilla, J. et A. Fisher, *The Economics of Natural Environments: Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources*, (éd. rév.), Baltimore, Md, The Johns Hopkins University Press, 1985.

LeBlanc, N. (Office national de l'énergie), conversation téléphonique avec l'auteur, 20 janvier 1992.

Le Grand Dictionnaire Encyclopédique Larousse (GDEL), Librairie Larousse, Paris, 1983.

Lesser, V.M., J.O. Rawlings, S.E. Sprull et M.C. Somerville, «Effects of Ozone on Agricultural Crops: Statistical Methodologies and Estimated Dose-response Relationships», *Crop Science*, 1989.

Linquist, O.R., R.E. Mangeo, L.E. Olsson et J. Rosvall, «Case Study on the Deterioration of Stone. The Cathedral Well (Domkyrkobrunnen) in Goteburg», *Durability of Building Materials*, 5, 1988, pp. 581-611.

Mitchell, R.C. et R.T. Carson, *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Washington, D.C., Resources for the Future, 1989.

Mohnen, V.A., «Elevational gradients/local chemistry», *Biologic Markers of Air-pollution Stress and Damage in Forests*, Washington, D.C., National Academy Press, 1989.

Naess, Arne, *Ecology, Community and Lifestyle*, traduit et édité par David Rothenberg, Cambridge, Cambridge University Press, 1989.

National Acid Precipitation Assessment Program (NAPAP), *Interim Assessment: The Causes and Effects of Acidic Deposition*, Vol. 1, sommaire, Washington, D.C., National Acid Precipitation Assessment Program, 1987.

Ontario Round Table on the Environment and the Economy (ORTEE), *Transportation Sector*, Toronto, ORTEE, 1991.

Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), *Incidences sur l'environnement des transports automobiles*, Paris, OCDE, 1986.

Ibid. *Transports et environnement*, Paris, OCDE, 1988.

Ibid., *La politique des transports et l'environnement*, Paris, OCDE, 1990.

Ibid., *L'état de l'environnement*, Paris, OCDE, 1991.

Organisation mondiale de météorologie du Programme des Nations Unies pour l'environnement, *Scientific Assessment of Stratospheric Ozone*, 1991, New York, Programme des Nations Unies pour l'environnenment, 1991.

Ottinger, R.L., D.R. Wooley, N.A. Robinson, D.R. Hodas et S.E. Babb, *Environmental Costs of Electricity*, New York, Oceana Publications, Inc., 1990.

Palmquist, Raymond B., «Hedonic Methods», dans *Measuring the Demand for Environmental Quality*, J.B. Braden et C.O. Kolstad, (Édit.) Amsterdam, North-Holland, 1991.

Pearce, D. et A. Markandya, *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*, Paris, OCDE, 1989.

Pearce, David, *Cost-Benefit Analysis*, 2e édition, New York, St. Martin's Press, 1983.

Pearce, David et R. Kerry Turner, *Economics of Natural Resources and the Environment*, New York, Harvester Wheatsheaf, 1990.

Percy, K., «The Effects of Simulated Acid Rain on Germinative Capacity, Growth and Morphology of Forest Tree Seedlings», *New Phytology*, 104, 1986, pp. 473-484.

Peterson, C. E., K. G. Mattson et R. A. Mickler, *Seedling Response to Sulphur, Nitrogen and Associated Pollutants*, U.S. EPA Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon, EPA 600 3-89/081, 1989.

Phytotoxicology Consultant Services, *Study of the Effects of Fossil-fired Generating Station Emissions on Terrestrial Ecosystems*, Toronto, Ontario Hydro, 1990.

Pilorusso Research Associates Inc., *Control of Heavy Duty Vehicle Emissions*, Ottawa, Transports Canada, 1986.

Pilorusso Research Associates Inc., VHB Research & Consulting Inc. et T.A.G. Resource Recovery, *Scrap Tire Management in Ontario*, Toronto, Ontario, ministère de l'Environnement, 1990.

Reich, P.B., A.W. Schoettle et R.G. Amundson, «Effects of O_3 and Acidic Rain on Photosynthesis and Growth in Sugar Maple and Northern Red Oak Seedlings», *Environmental Pollution*, series A 40, 1989, pp. 1-15.

Rowe, William D., *An Anatomy of Risk*, New York, John Wiley and Sons, 1977.

Sagoff, M., *The Economy of the Earth: Philosophy, Law and the Environment*, Cambridge, Cambridge University Press, 1988.

Schulz, W., «Besser Luft, was ist sie uns wert?» *Eine gesellschaftliche Bedarfsanalyse auf der Basis individueller Zahlungsbereitschaften*, texte. 25/85 des Umweltbundesamtes, Berlin, 1985.

Schulz, W. et E. Schulz, «The Federal Republic of Germany», *Valuing the Environment: Six Case Studies*, J.P. Barde et D. Pearce, (Édit.) Londres, Earthscan, 1991.

SENES Consultants Limited, *Countdown Acid Rain Future Abatement Strategies*, Toronto, ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991.

Smith, V. Kerry, «Household Production Functions», In *Measuring the Demand for Environmental Quality*, J.B. Braden et C.D. Kolstad, (Édit.) Amsterdam, North-Holland, 1991.

Society of Environmental Toxicologists and Chemists (SETAC), *A Technical Framework for Life-Cycle Assessment*, Washington, D.C., SETAC et SETAC Foundation for Environmental Education, 1990.

Statistique Canada, *Transport ferroviaire du Canada, Statistiques générales*, 1985, Ottawa, Statistique Canada, 1986.

Ibid., *Aviation civile canadienne*, 1989, Ottawa, Statistique Canada, 1990.

Ibid., *Statistiques du transports des voyageurs par autobus et du transport urbain*, 1988. Ottawa, Statistique Canada, 1990.

Ibid., *Statistiques de l'exploitation ferroviaire*, Ottawa, Statistique Canada, 1990.

Ibid., *Le transport maritime au Canada*, 1989. Ottawa, Statistique Canada, 1990.

Ibid., *Activité humaine et l'environnement*, 1991, Ottawa, Statistique Canada, 1991.

Transports Canada et Environnement Canada, *Un plan visant à déterminer et à évaluer les possibilités de réduire les émissions dans le domaine des transports et au niveau des moteurs industriels et des carburants*, Ottawa, Transports Canada, 1989.

VHB Research & Consulting Inc., *Evaluation Methods in Environmental Assessment*, Toronto, ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1990.

Ibid., *Effects of Transportation Emissions on Ecosystems and Materials*, document de travail préparé pour la Commission royale sur le transport des voyageurs au Canada, 1991.

Ibid., *A Bio-economic Evaluation of the Effects of Fossil-fired Generating Station Emissions on Water Quality*, mise à jour, Toronto, Ontario Hydro, 1991a.

Ibid., *Reduction of Energy Use and Emissions in Ontario's Transportation Sector*, Toronto, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991b.

Ibid., *Review and Evaluation of Data Considerations in the Conduct of Life-Cycle Assessments*, Ottawa, Environnement Canada, 1991c. (non publié).

VHB Research & Consulting Inc. et Canviro Consultants, *Water Pollution Abatement Technology and Cost Study*, Toronto, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1991.

Victor et Burrell, *Estimated Impacts of Acid Deposition in Ontario and Their Economic Value*, Toronto, Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1982.

World Resources Institute, *World Resources 1990-91*, New York, Oxford University Press, 1990.

14

LE TRANSPORT AÉRIEN AU CANADA : DÉRÉGLEMENTATION ET CONCURRENCE

Steven A. Morrison*
Mars 1992

I. INTRODUCTION

Tout changement intervenant dans un régime réglementaire a forcément une incidence sur l'industrie concernée, et la déréglementation du transport aérien ne fait pas exception à cette règle. Le présent rapport fait état des résultats d'une évaluation des effets de la déréglementation du transport aérien au Canada, surtout pour ce qui est de l'évolution de la concentration, des coefficients de remplissage (pourcentage de sièges occupés) et des tarifs aériens.

Les autorités canadiennes ont progressivement assoupli la réglementation du transport aérien, sur une période d'une dizaine d'années, avant d'adopter officiellement la déréglementation en janvier 1988. Cette évaluation s'appuie sur des données provenant de trois sources : tout d'abord, la Base de données sur l'activité aéroportuaire, qui renferme des informations sur l'écoulement du trafic passagers (et fret) en provenance et à destination des aéroports canadiens; deuxièmement, la Base de données sur l'origine et la destination des passagers payants, constituée à partir d'un échantillon de 10 pour cent de l'ensemble des coupons de vol; enfin, la Base de données sur les tarifs constituée à partir des résultats d'un sondage effectué sur la totalité des coupons de vol, sur une période de 56 jours par an.

* Department of Economics, Northeastern University.

Au début, nous avions l'intention d'entamer notre étude par une analyse de la période ayant précédé la déréglementation du transport aérien au Canada et aux États-Unis, afin de nous en servir comme base de comparaison pour tout ce qui a suivi. Cependant, comme la Base de données sur les tarifs n'a été mise sur pied qu'en 1983, nous avons retenu cette dernière année comme année départ, 1987 constituant une année intermédiaire, et 1990 étant la dernière année étudiée. Précisons que cette analyse ne concerne que les transporteurs de niveau I.

On pourrait dire de la méthodologie retenue qu'elle est *factuelle*, puisqu'elle fait état des changements qui se sont produits dans l'industrie entre 1983 et 1990, suivant un ordre chronologique. Quelques-uns, pour ne pas dire la majorité de ces changements, sont sans doute dus à la réforme réglementaire. Mais on pourrait tout aussi bien imaginer que les modifications constatées n'ont rien à voir avec la déréglementation du transport aérien, et qu'elles se seraient produites de toute façon. L'autre manière d'aborder le problème aurait consisté à emprunter une démarche *contra-factuelle* dont l'objet aurait été de comparer un modèle théorique d'évolution de l'industrie du transport aérien (sous le régime de la déréglementation) aux conséquences réelles de la déréglementation. Or, comme ce modèle contra-factuel se ramène en fait à une vérification *a posteriori*, il permet d'attribuer à la déréglementation les différences constatées entre la situation découlant de cette dernière et celle qui aurait prévalu si la réglementation avait été maintenue. Malheureusement, la démarche contra-factuelle sort des cadres de cette étude et il convient donc de faire preuve de prudence dans l'interprétation des résultats exposés ci-après.

II. La concentration de l'industrie

Le plus souvent, lorsqu'on pense aux effets de la déréglementation sur le transport aérien, on songe aux tarifs. Toutefois, d'aucuns estiment que c'est la structure de l'industrie (c'est-à-dire son degré de concentration) qui agit sur les tarifs, compte tenu du paradigme «structure-conduite-rendement» qui caractérise l'organisation industrielle depuis de nombreuses années. Par conséquent, et toutes choses étant égales par ailleurs, plus le nombre de concurrents est faible (autrement dit, plus il y a concentration) et plus les tarifs sont élevés. (Les tarifs et les effets de la concentration sur ces derniers sont analysés dans d'autres sections du rapport.)

Plusieurs techniques permettent de mesurer la concentration dans un secteur organisé en réseaux comme celui du transport aérien. Tout d'abord, on peut calculer la concentration à l'échelon national, qu'on invoque d'ailleurs souvent dans l'analyse des effets de la déréglementation. En règle générale, on calcule l'«indice de concentration», c'est-à-dire le pourcentage des marchés contrôlés par les *n* entreprises les plus grosses, où *n* est égal à 2, 4 ou 8. D'après ce genre de mesures effectuées au Canada (et aux États-Unis), l'industrie déréglementée est plus concentrée qu'auparavant, un moins grand nombre d'entreprises contrôlant une part plus importante du marché national. Il convient de remarquer qu'il n'existe pas, à proprement parler, de marché national, les marchés du transport aérien étant constitués par des milliers de paires de villes[1]. Par ailleurs, on peut mesurer la concentration de l'industrie dans le transport aérien en évaluant le phénomène de la concentration au niveau des routes (autrement appelées dessertes). Enfin, étant donné que quelques compagnies aériennes seulement dominent les aéroports plaques tournantes, on peut aussi évaluer la concentration à l'échelon des aéroports. Dans ce dernier cas, on étudie le pourcentage de passagers ou de vols contrôlés par chaque transporteur à un aéroport donné. Autrement, on peut aussi évaluer l'importance de ce type de concentration, en fonction des dessertes, en additionnant les résultats des calculs de concentration effectués pour toutes les lignes qui aboutissent à l'aéroport en question.

Dans tout cet exercice, on utilise la notion de «nombre de concurrents effectifs», qui est l'inverse de l'indice Herfindahl. Rappelons que cet indice correspond à un ajustement du nombre de transporteurs dans un marché donné, en fonction des parts inégales de chacun; on l'obtient par la somme des carrés des parts de marché de chaque compagnie aérienne. Ainsi, si deux compagnies aériennes possèdent 50 pour cent du marché pour une desserte donnée, l'indice Herfindahl est égal à $0{,}50^2 + 0{,}50^2 = 0{,}50$. Dans ce cas, l'inverse de l'indice Herfindahl (nombre de concurrents effectifs) est égal à 2; comme on peut le voir, ce dernier chiffre correspond à une interprétation beaucoup plus intuitive que l'indice Herfindahl[2].

La figure 1 illustre la concentration mesurée au niveau des lignes. Les observateurs du transport aérien au Canada (et aux États-Unis) font remarquer que le nombre de compagnies a diminué. Cependant, la figure 1 nous montre que le nombre de concurrents effectifs au niveau des lignes est passé de 1,3 environ au premier trimestre de 1983 (1983:1), à 1,6 environ

au quatrième trimestre de 1990 (1990:4), et qu'il a atteint un sommet de presque 1,7 au deuxième trimestre de 1987 (1987:2)[3].

La figure 2 présente le même constat, mais suivant une démarche plus intuitive. Elle nous indique quel est le pourcentage de passagers des transporteurs qui possèdent 90 pour cent ou plus du marché au niveau des liaisons (ce qui fait d'eux des transporteurs ayant un quasi-monopole). Cette proportion est passée d'environ 40 pour cent en 1983:1, à près de 14 pour cent en 1990:4. La figure 3 montre le pourcentage de passagers de transporteurs possédant 100 pour cent du marché au niveau des lignes (monopole absolu). La proportion de voyageurs captifs d'un seul transporteur est passée d'environ 26 pour cent en 1983:1 à environ 7 pour cent en 1990:4. Toujours dans le même ordre d'idées, la figure 4 présente le pourcentage de passagers empruntant les vols de transporteurs concurrents (ceux dont les parts de marché sont inférieures à 20 pour cent). Ce chiffre est passé d'environ 6 pour cent en 1983:1 à près de 3 pour cent en 1990:4.

Malgré la diminution du nombre de compagnies aériennes assurant le transport de voyageurs, entre 1983 et 1990, on constate que les compagnies se font de plus en plus concurrence au niveau des paires de villes. Le nombre de passagers ayant le choix entre plusieurs transporteurs a diminué de trois points, alors que le pourcentage de voyageurs captifs d'une seule compagnie aérienne a accusé une baisse d'environ 19 points.

Il est également intéressant d'évaluer la concentration de l'industrie au niveau des aéroports. Ce calcul peut d'ailleurs être tout à fait pertinent, car toute augmentation de la concentration à ce niveau risque d'être synonyme de difficultés pour les autres compagnies aériennes désireuses d'accéder aux lignes desservant les aéroports en question. À la figure 5, on constate que la concentration au niveau des aéroports est fondée sur le nombre de passagers à l'embarquement (ou plus simplement sur le nombre d'«embarquements») et de vols[4]. Lorsqu'on retient le nombre d'embarquements, force nous est de constater que la concentration au niveau des aéroports a diminué, le nombre de concurrents effectifs étant passé de 2,2 en 1983:1 à près de 2,7 en 1990:4. Et si l'on fonde le calcul sur le nombre de vols, alors on constate que le nombre de concurrents effectifs a augmenté d'environ 2,2 à 2,4 pendant la même période. (Ces moyennes peuvent cacher toute une gamme de changements survenant au niveau de chaque aéroport.)

Figure 1
CONCENTRATION DE L'INDUSTRIE AU NIVEAU DES LIGNES

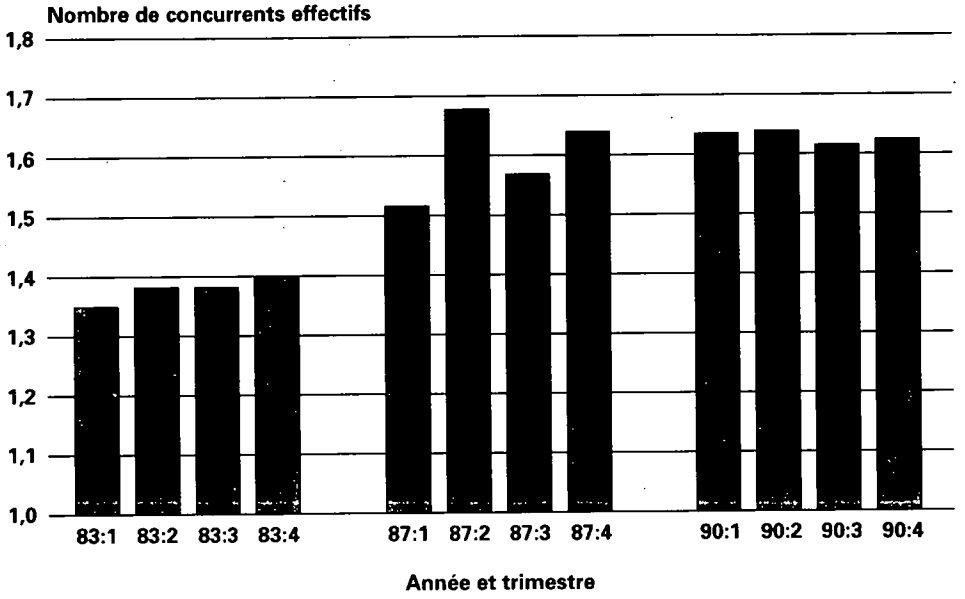


Figure 2
POURCENTAGE DE PASSAGERS CLIENTS DE TRANSPORTEURS AYANT >90 % DU MARCHÉ AU NIVEAU DES LIGNES

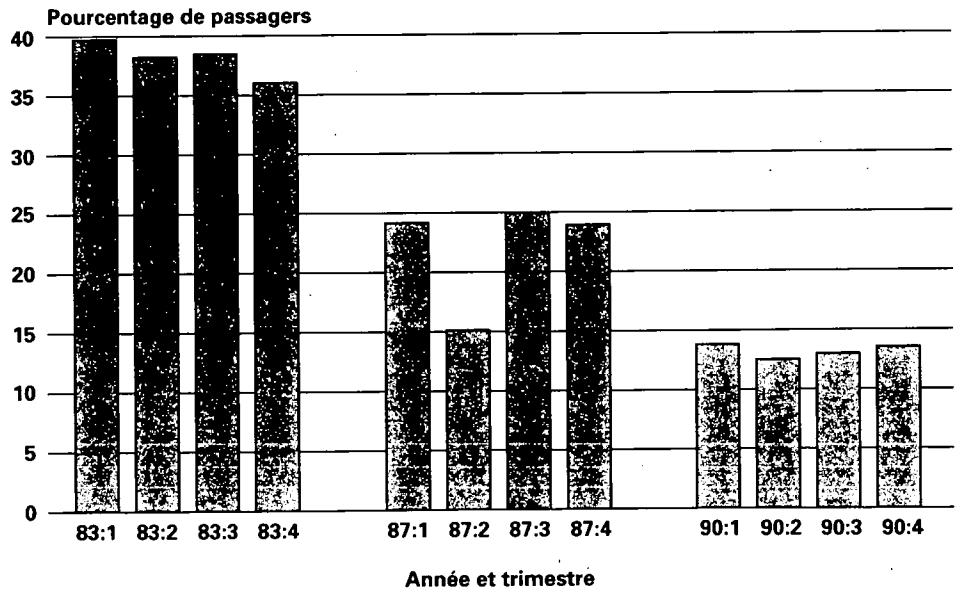


Figure 3

POURCENTAGE DE PASSAGERS CLIENTS DE TRANSPORTEURS AYANT 100 % DU MARCHÉ AU NIVEAU DES LIGNES

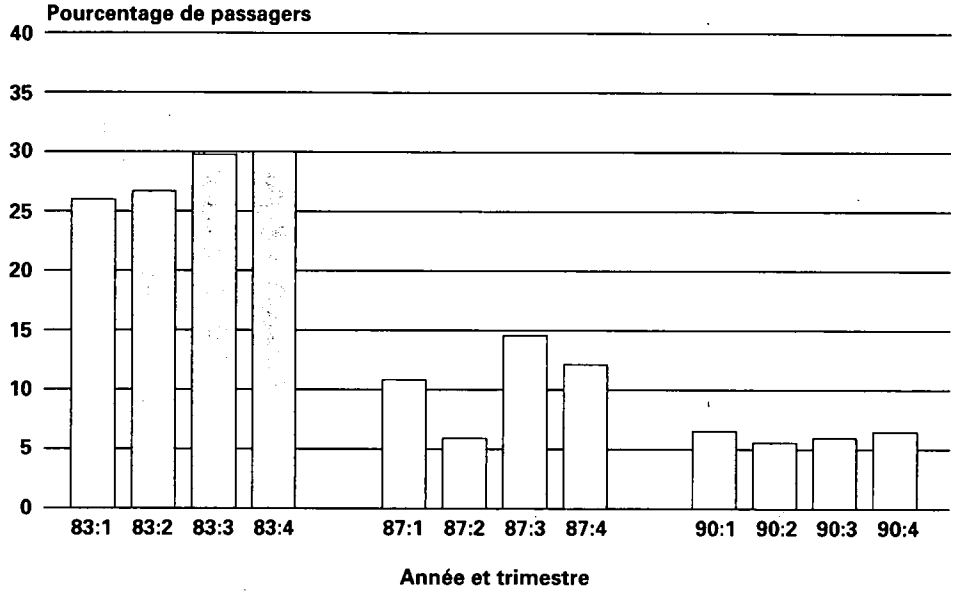


Figure 4

POURCENTAGE DE PASSAGERS CLIENTS DE TRANSPORTEURS AYANT <20 % DU MARCHÉ AU NIVEAU DES LIGNES

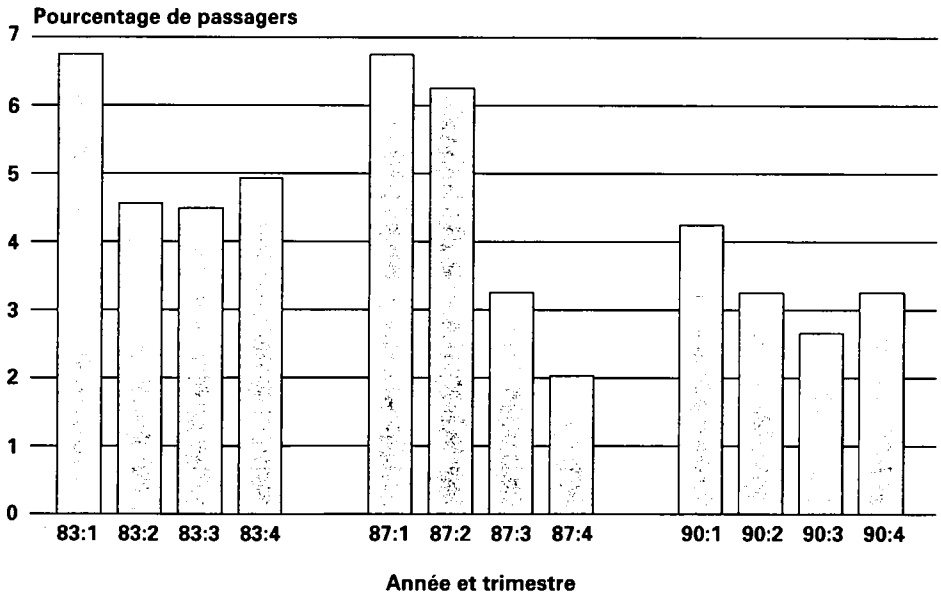
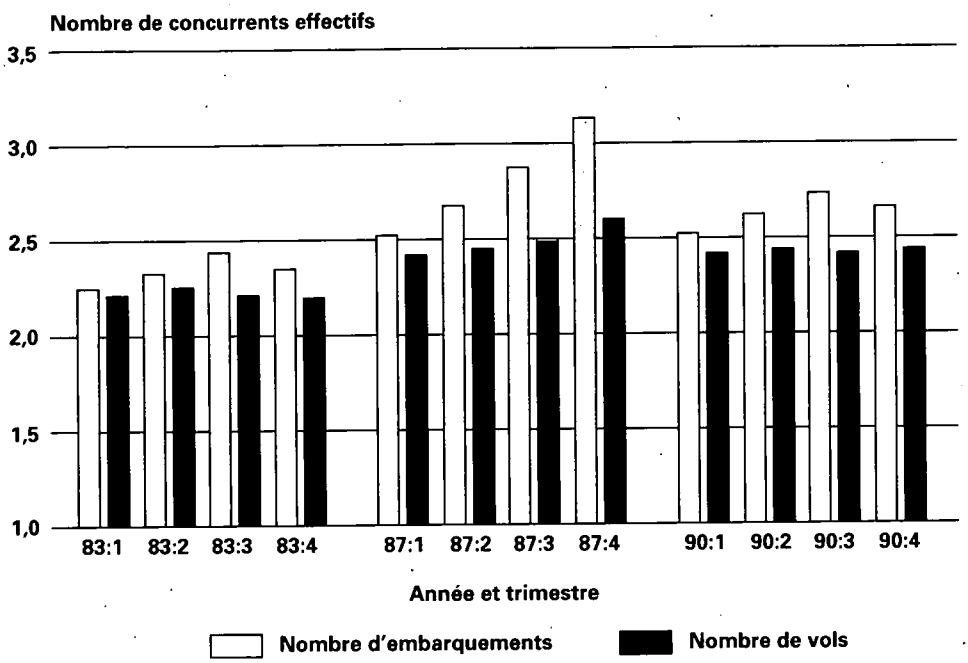


Figure 5
CONCENTRATION AU NIVEAU DES AÉROPORTS FONDÉE SUR LE NOMBRE D'EMBARQUEMENTS ET LE NOMBRE DE VOLS



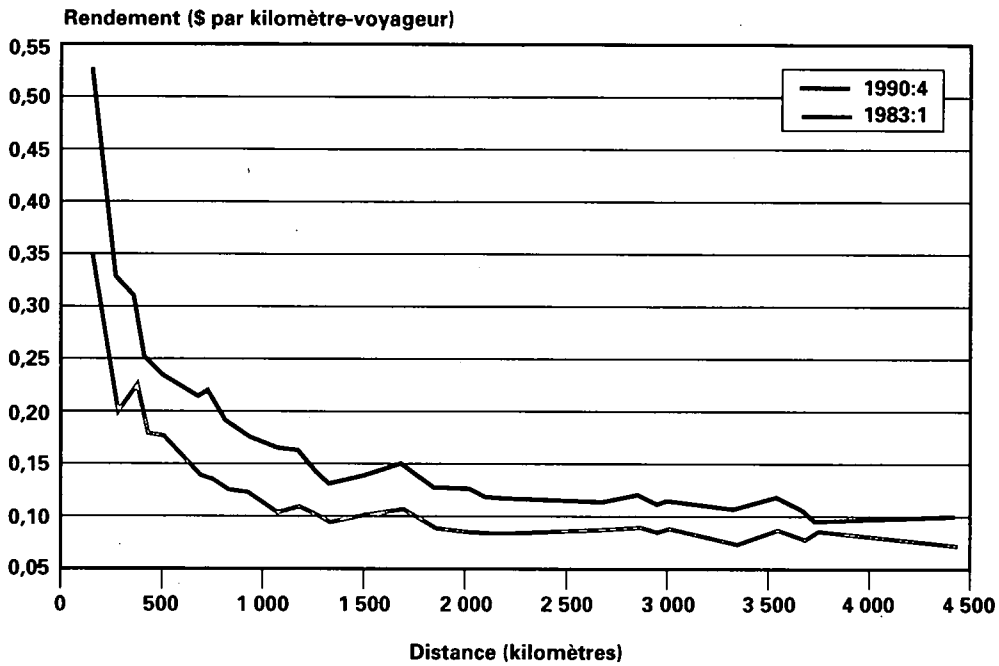
Dans l'ensemble, et sauf à l'échelon national, l'industrie canadienne du transport aérien était moins concentrée en 1990 qu'en 1983[5]. Certes, la situation n'est pas partout la même, la concentration pouvant être supérieure pour certaines lignes et à certains aéroports.

III. LES TARIFS[6]

D'après ce que nous avons vu à propos de la concentration (section II), sous le régime de la déréglementation les tarifs devraient être inférieurs à ce qu'ils étaient auparavant (en termes réels). Nous allons voir à présent quelle est la relation, dans le temps, entre les tarifs en vigueur au Canada et ceux pratiqués aux États-Unis.

La figure 6 illustre le rendement nominal (revenu par kilomètre-voyageur) en fonction de la distance, en 1983:1 et 1990:4. À la lecture du graphique on constate d'abord un phénomène de dégressivité en fonction de la distance.

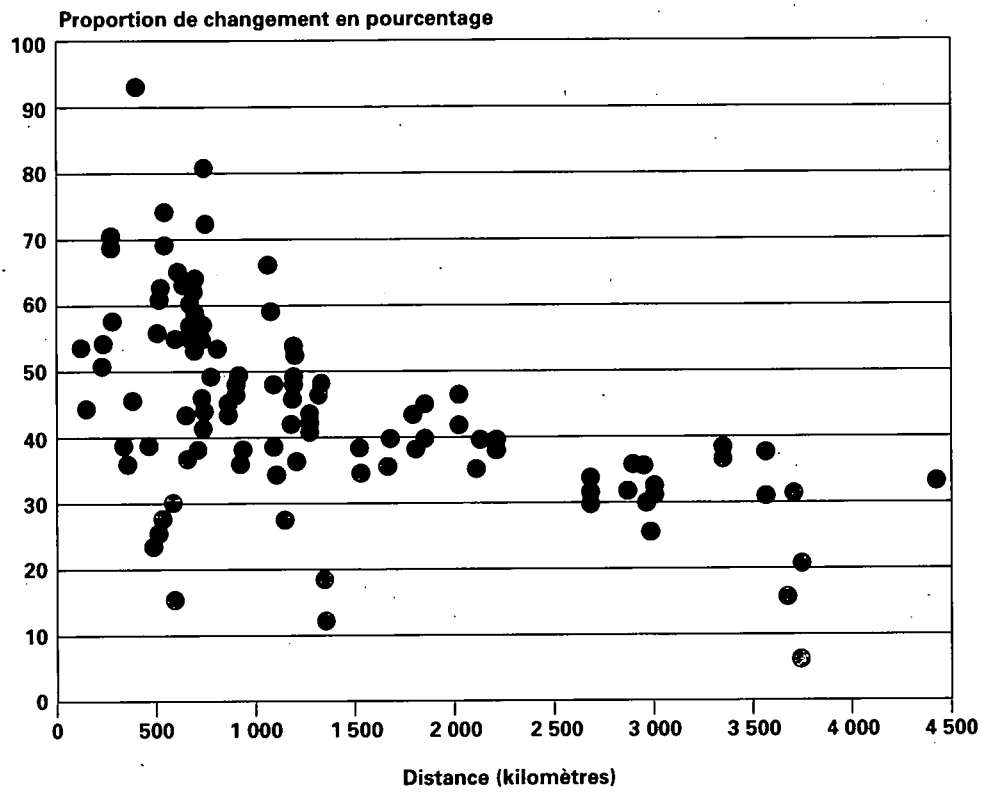
Figure 6
RENDEMENT SELON LA DISTANCE
1983:1 ET 1990:4 (ZONE SUD)



En effet, le rendement diminue en même temps qu'augmente la distance, au début très rapidement, puis plus lentement. Il faut attribuer ce phénomène, entre autres facteurs possibles, aux coûts fixes au décollage et à l'atterrissage qui, lorsqu'on les amortit sur de longues distances, donnent des rendements inférieurs.

Lorsqu'on compare la courbe de rendement de 1983:1 à celle de 1990:4, il est difficile de conclure à une tendance quelconque, si ce n'est à une augmentation des rendements nominaux. Les figures 7 et 8 devraient nous permettre de nous faire une meilleure idée des changements survenus sur le plan des tarifs, puisqu'elles illustrent les variations de tarifs, nominales et réelles, pour plusieurs routes. Au-delà de l'apparente tendance négative, on constate des écarts énormes d'une ligne à l'autre. La tendance négative est plus prononcée dans le cas des figures 9 (changement nominal) et 10 (changement réel) qui illustrent les variations de tarifs moyens (moyenne effectuée pour des étapes de différentes longueurs). Comme on peut le

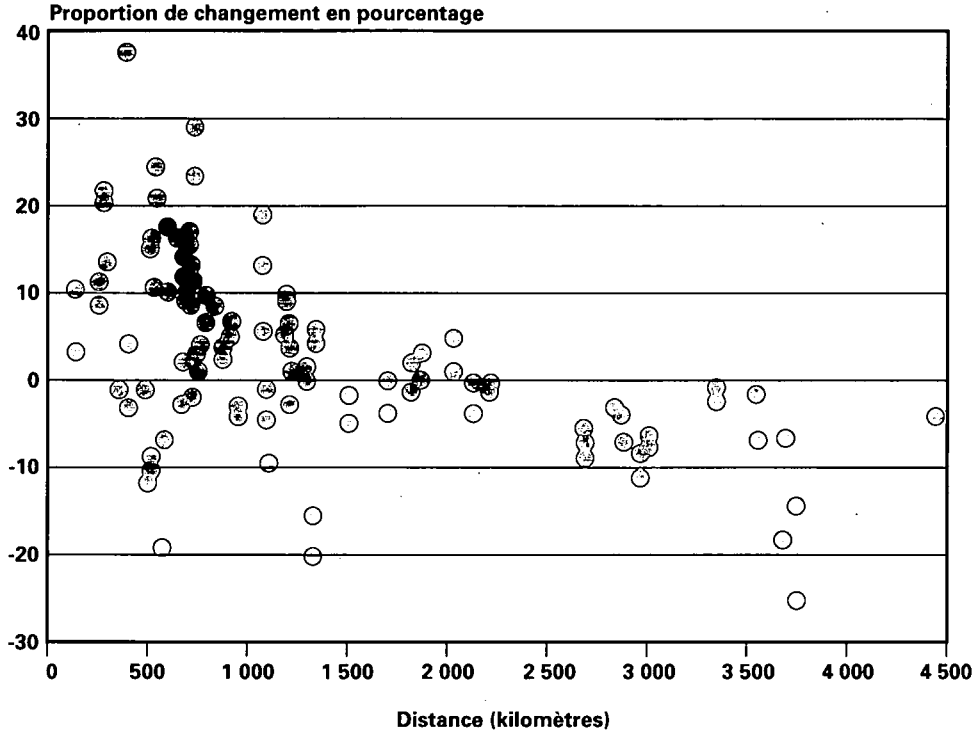
Figure 7
VARIATION DES TARIFS SELON LES LIGNES DE 1983:1 À 1990:4



constater à la figure 10, les tarifs réels (après intégration de l'IPC en tant que déflateur) ont augmenté pour les parcours de moins de 1 300 kilomètres environ, et diminué pour ceux de plus de 2 100 kilomètres environ.

Dès lors, et si l'on fait fi de l'effet global de la déréglementation sur les tarifs, il s'est effectivement produit une variation importante dans la dégressivité des tarifs en fonction de la distance, celle-ci étant désormais plus prononcée. Les tarifs des vols courte distance ont augmenté alors que ceux exigés pour de longues distances ont diminué, en termes réels et les uns par rapport aux autres. Ce constat est quasiment le même que celui dressé aux États-Unis, au lendemain de la déréglementation du transport aérien.

Figure 8
VARIATION RÉELLE DES TARIFS SELON LES LIGNES DE 1983:1 À 1990:4



Les figures 11 et 12 illustrent la relation entre les tarifs pratiqués au Canada et ceux en vigueur aux États-Unis (en fonction de la distance) pour 1983:1 et 1990:4[7]. Pour ces deux années, les tarifs aériens au Canada sont inférieurs à ceux pratiqués pour les vols courte distance (moins de 1 500 kilomètres) et supérieurs à ceux exigés pour les vols longue distance. Étant donné que bien d'autres facteurs que la distance peuvent influer sur les tarifs (par exemple, la densité des liaisons, le coefficient de remplissage, etc.), on ne peut conclure, à partir de ces données, que les tarifs canadiens sur de longues distances (ou les tarifs américains sur de courtes distances) sont trop élevés. Le fait que les tarifs sur de courtes distances au Canada aient été, et demeurent, inférieurs à ceux pratiqués aux États-Unis pourrait n'être attribuable qu'à une anomalie des données concernant les tarifs canadiens. En effet, dans le cas d'un passager se déplaçant du point A au point B, avec correspondance au point C, le sondage de la base tarifaire affecte le tarif A–B aux segments A–C et C–B. Par exemple, si un passager se rend de

Figure 9
PROPORTION DE CHANGEMENT DANS LES TARIFS ENTRE 1983:1 ET 1990:4 (ZONE SUD)

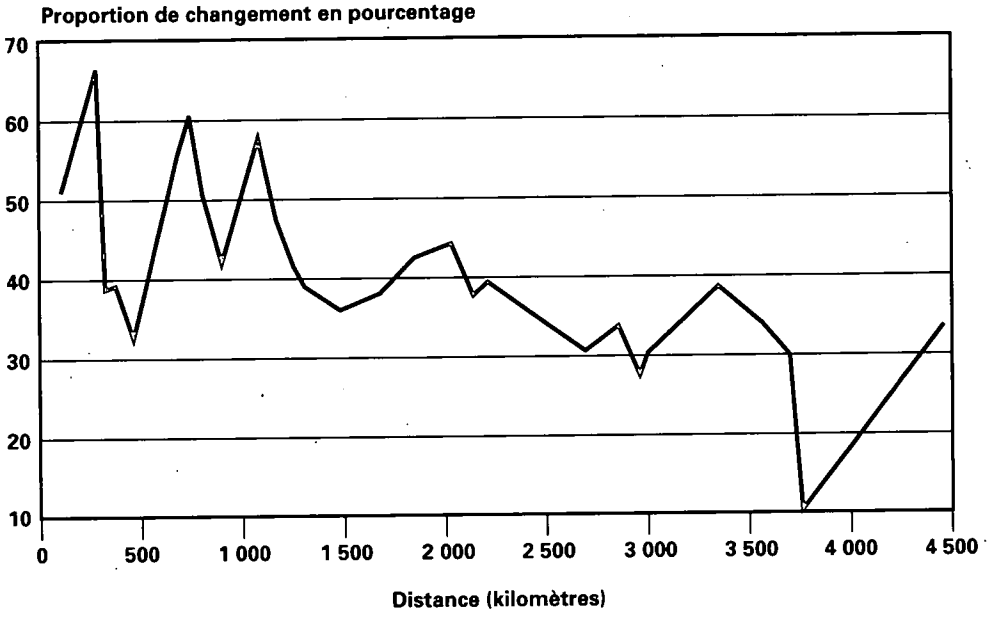


Figure 10
PROPORTION DE CHANGEMENT DANS LES TARIFS RÉELS ENTRE 1983:1 ET 1990:4 (ZONE SUD)

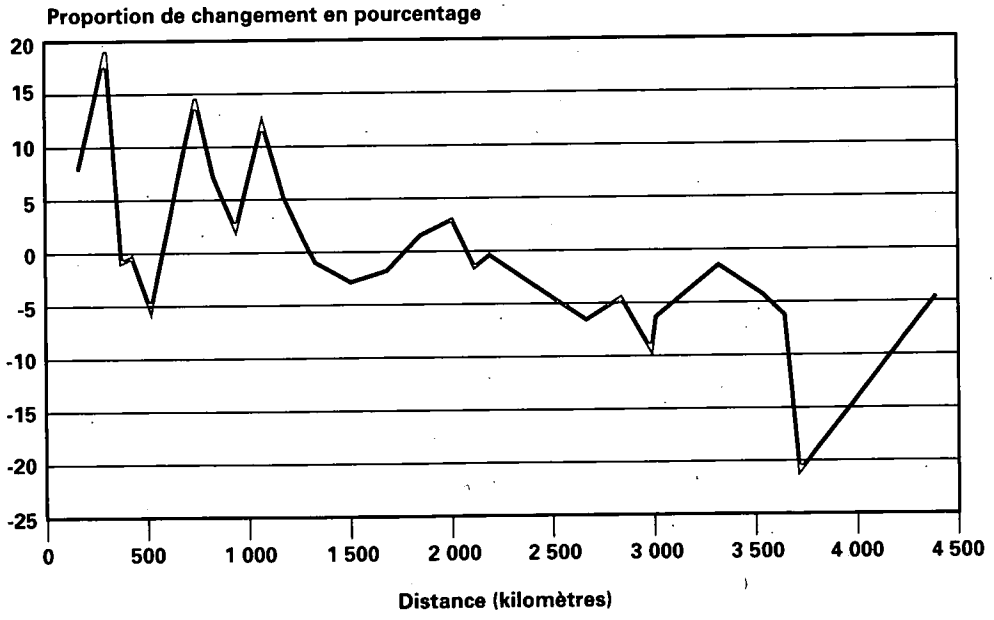


Figure 11

RELATION ENTRE LES TARIFS AÉRIENS AU CANADA ET LES TARIFS AÉRIENS AUX ÉTATS-UNIS EN 1983:1

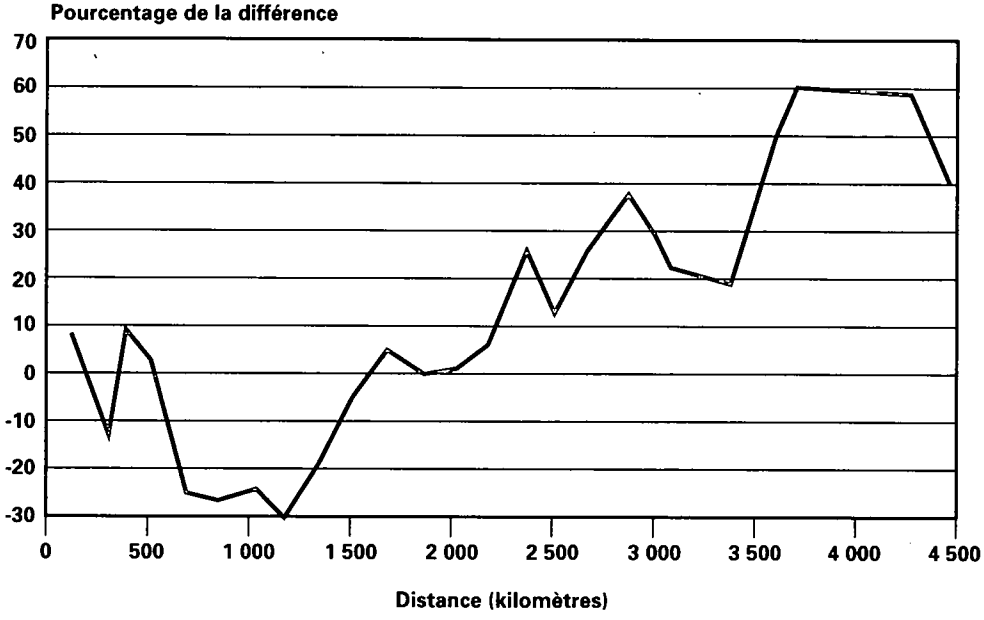
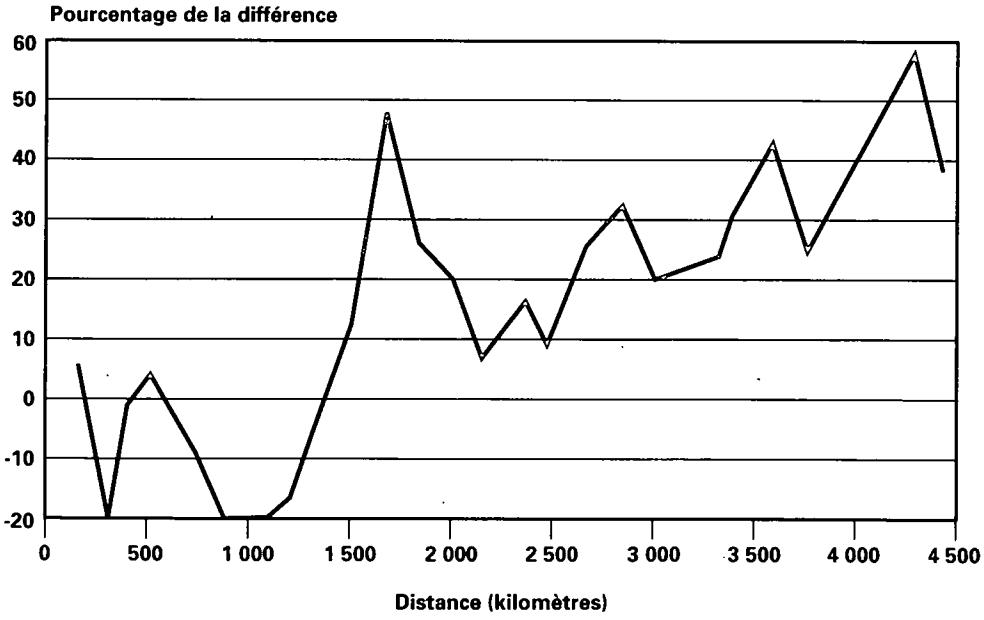


Figure 12

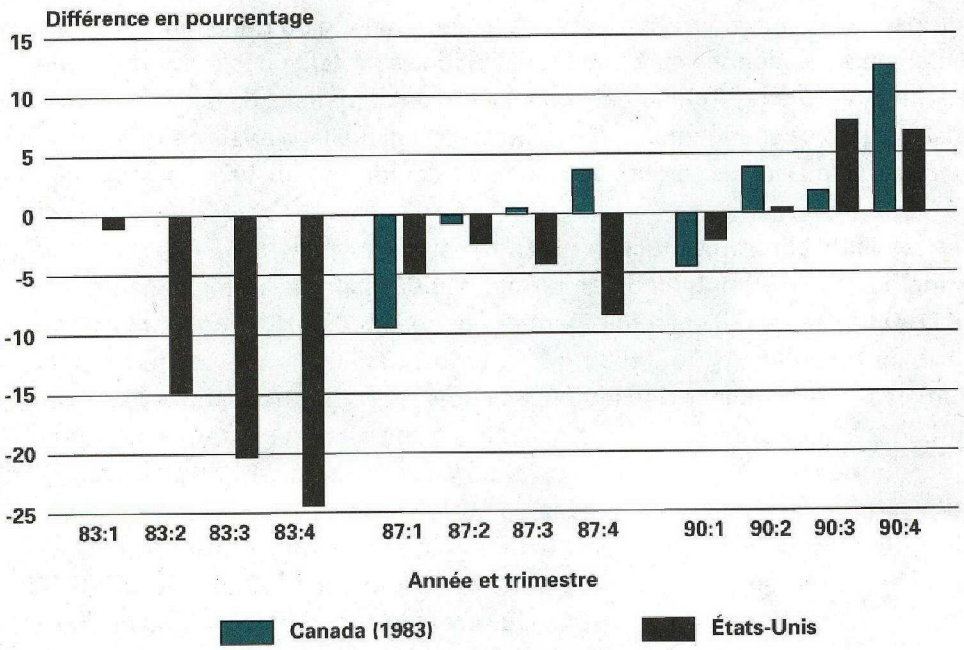
RELATION ENTRE LES TARIFS AÉRIENS AU CANADA ET LES TARIFS AÉRIENS AUX ÉTATS-UNIS EN 1990:4



Vancouver à Toronto, avec correspondance à Winnipeg, le sondage de la base tarifaire indique pour les étapes Vancouver-Winnipeg et Winnipeg-Toronto un rendement bas, qui devrait plutôt être appliqué au parcours de longue distance Vancouver-Toronto. Reste à savoir la place qu'occupe cette anomalie dans le constat effectué.

La figure 13 est une tentative d'estimation de la variation, dans le temps, des tarifs pratiqués au Canada, par rapport à ceux qui prévalaient ici en 1983, de même que par rapport à ceux en vigueur aux États-Unis pour l'année et le trimestre correspondants. Dans le cas qui nous intéresse, chaque coupon de vol retenu dans le sondage de la base tarifaire a servi à déterminer les montants effectivement payés pour un voyage donné. Les chiffres obtenus ont ensuite été comparés à ce qu'auraient payé les passagers si les tarifs réels avaient été appliqués au Canada en 1983 (pour les mêmes distances). En outre, les tarifs réels ont été comparés avec ceux qui auraient été versés si les passagers s'étaient acquittés de tarifs en vigueur aux États-Unis (ajustés en fonction du taux de change) pour les mêmes distances, et pour la même année et le même trimestre.

Figure 13
TARIFS AÉRIENS EN VIGUEUR AU CANADA PAR RAPPORT AUX GROUPES DE COMPARAISON



Durant le premier trimestre de 1987 (1987:1), les tarifs en vigueur au Canada étaient de près de 10 pour cent inférieurs à ce qu'ils étaient en 1983:1. Au cours de l'année 1987, les tarifs relatifs ont connu une augmentation et, au quatrième trimestre (1987:4), ils étaient de près de 4 pour cent supérieurs à leur niveau de 1983:4. En 1990:1, les tarifs étaient de près de 5 pour cent inférieurs à ceux de 1983:1 et en 1990:4, ils étaient de près de 13 pour cent supérieurs à ceux de 1983:4.

Ces données établissent également une comparaison des tarifs entre le Canada et les États-Unis. À cause de l'anomalie des données canadiennes, dont nous avons parlé plus tôt, *il faut faire preuve de prudence dans l'interprétation de ces chiffres.* Si l'on se fonde sur ces résultats, les tarifs en vigueur au Canada étaient de près de 25 pour cent 100 inférieurs à ceux pratiqués aux États-Unis en 1983:4. En 1990:4, ils étaient de près de 7 pour cent supérieurs à ceux en vigueur chez nos voisins du Sud.

Compte tenu de ce qui précède, il est difficile d'accorder beaucoup de poids à cet exercice de comparaison entre la situation canadienne et la situation américaine. Pour ce qui est des comparaisons intertemporelles Canada-Canada, les erreurs systématiques devraient s'annuler mutuellement. Si l'on estime que les données du quatrième trimestre de 1990 sont exceptionnellement dues à la crise du golfe Persique, force nous est de conclure, lorsqu'on les compare avec celles de 1983, que la déréglementation du transport aérien au Canada n'a pas donné lieu à une modification importante des tarifs, mais que la structure a été profondément changée (en fonction de la distance). Il est possible que ce changement de structure soit tel que les variations de tarifs en fonction de la distance seront beaucoup plus conformes aux variations de coûts.

Ces résultats contredisent ceux obtenus par Oum et al (1991)[8] qui font état d'une baisse de 18 pour cent, en termes réels, des tarifs aériens en vigueur au Canada, entre 1983 et 1989 (dernière année étudiée). À quoi peut-on attribuer un tel écart? Tout d'abord, il semble que les données retenues par Oum et al s'appliquent à l'ensemble des opérations des transporteurs aériens au Canada. Il ressort, en particulier, que ces chercheurs ont tenu compte du trafic intérieur dans le Nord et dans le Sud, du trafic transfrontière et du trafic international. Or, les données de notre étude ne concernent que le trafic intérieur dans le Sud (après la déréglementation). Deuxièmement, parce qu'ils se sont appuyés sur des données globales qui les ont obligés à privilégier le rendement (moyen), Oum et al ont forcément pris en compte, dans leur échantillon, une partie de l'effet dû à la composition changeante

des lignes. En effet, comme les tarifs en vigueur pour les liaisons courtes sont (relativement) plus élevés et que ceux exigés pour les longs trajets sont (relativement) plus faibles, à la suite de la déréglementation, on pourrait s'attendre à une augmentation relative du nombre de voyages sur de longues distances, dans le régime réglementaire actuel. En effet, même si l'on conserve les lignes de la figure 7, la longueur moyenne du trajet par passager (kilomètres-voyageurs par voyageur) est passée de 1 193 kilomètres en 1983:1 à 1 381 kilomètres en 1990:4. Comme le coefficient de distance intervenant dans le calcul de régression des tarifs (voir ci-dessous) est d'environ 0,5, la simple variation dans la distribution des voyages devrait occasionner une diminution du rendement (moyen) d'environ 7 pour cent, et cela, même si les tarifs sur chaque ligne demeuraient constants. D'ailleurs, une comparaison effectuée entre le rendement de 1983:1 et celui de 1990:4 — si l'on retient les mêmes lignes qu'à la figure 7 — révèle une augmentation nominale de 31,5 pour cent et une diminution de 6,3 pour cent. Toutefois, si l'on garde la même pondération pour chaque ligne, le rendement moyen augmente de 38,8 pour cent (pondérations de 1990:4) et de 40,1 pour cent (pondérations de 1983:1). Les tarifs réels, quant à eux, diminuent de 1,1 pour cent, dans le cas des pondérations de 1990:4, et de 0,2 pour cent dans le cas des pondérations de 1983:1.

L'autre facteur intervenant dans la variation des tarifs est celui de la distribution selon chaque ligne. Le tableau 1 illustre le pourcentage de passagers dans chacune des huit catégories de tarifs, en 1983:1 et 1990:4[9]. On constate que les plus importants changements de proportions concernent la classe économique et les achats d'avance. En 1983:1, plus de la moitié des passagers voyageaient en classe économique; en 1990:4, leur proportion était tombée à moins de 25 pour cent. C'est exactement le contraire qui s'est produit dans le cas des tarifs achat d'avance. En effet, de 25 pour cent en 1983:1, le pourcentage de passagers s'étant prévalus de tarifs achat d'avance a plus que doublé en 1990:4. Dans la même période, la proportion des billets vendus avec remise pour achat d'avance (billets de classe économique) est passée de 24 pour cent à 37 pour cent.

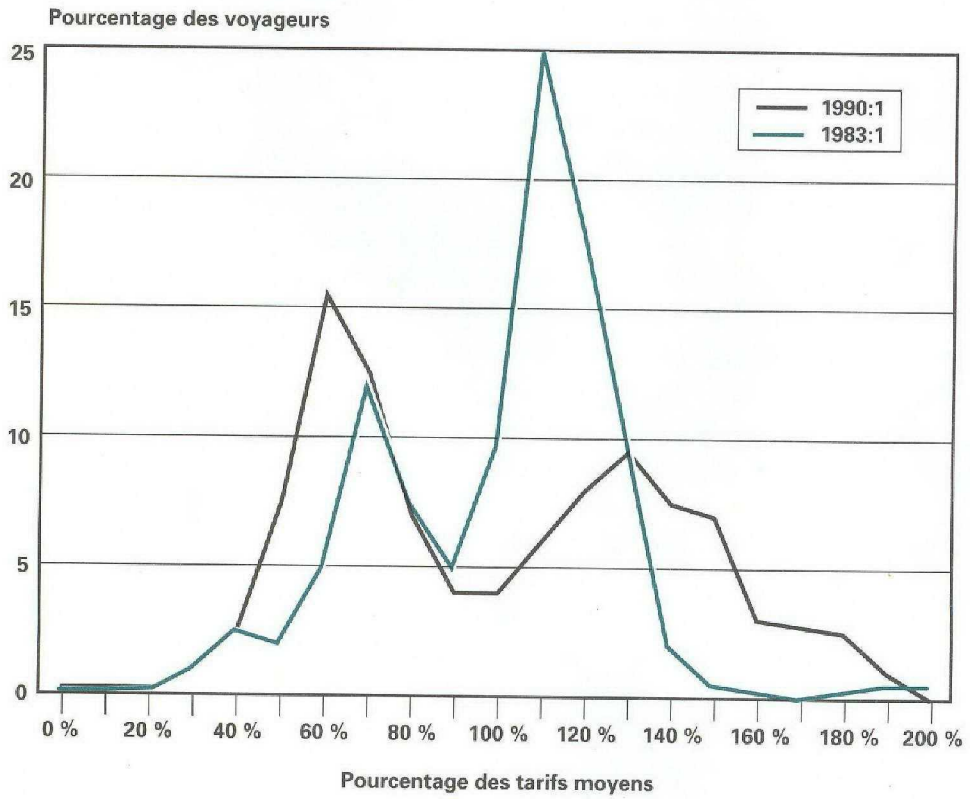
La prolifération des tarifs réduits pour achat d'avance soulève la question de la distribution des tarifs en fonction de chaque ligne. La figure 14 se veut une représentation graphique de la distribution des tarifs en fonction de chaque moyenne établie pour les lignes étudiées, en 1983:1 et 1990:1. La structure tarifaire était bimodale en 1983:1 et en 1990:1. Toutefois, la structure tarifaire était plus dispersée en 1990:1 qu'en 1983:1. Ce phénomène est sans doute attribuable au fait que les compagnies aériennes ont érigé des

«clôtures» et ont établi leurs tarifs en fonction de la volonté de payer de leurs clients (élasticité de la demande). Il est également possible de fonder les tarifs sur les coûts, auquel cas les vols en période de pointe et le service à la demande sont plus coûteux. Selon toute vraisemblance, cette distribution plus large des tarifs est attribuable aux deux facteurs.

Tableau 1
POURCENTAGE DE PASSAGERS PAR CATÉGORIE TARIFAIRE

Catégorie tarifaire	1983:1	1990:4
Première classe	0,7	0,3
Classe économique	56,4	23,6
Achat d'avance	28,8	52,0
Achat normal	7,6	13,1
Autres	0,1	0,6
Remises des transporteurs et des agences	1,0	1,5
Non précisée	5,3	1,5
Classe affaires	0,0	7,6

Figure 14
DISTRIBUTION DES TARIFS AÉRIENS



IV. Coefficients de remplissage

Le coefficient de remplissage est le pourcentage de sièges occupés par des passagers payants. Pour le passager, mieux vaut que le coefficient de remplissage soit faible, parce qu'il a ainsi plus de chances de trouver un siège libre sur le vol qui l'intéresse. D'un autre côté, comme les compagnies aériennes doivent couvrir leurs frais d'exploitation grâce aux billets vendus, plus le coefficient de remplissage est élevé, plus les tarifs sont bas. Le coefficient de remplissage optimal correspond à un compromis entre ces deux éléments contradictoires, mais il augmente en même temps que la distance (quand les autres facteurs demeurent constants). En effet, les vols sur de longues distances étant plus coûteux que ceux effectués sur de courtes distances, il convient d'avoir le moins possible de sièges excédentaires.

Les figures 15 à 22 dressent une comparaison des coefficients de remplissage établis en fonction de la distance pour chaque trimestre de 1983, aux données correspondantes des quatre trimestres de 1990. Le premier graphique de

Figure 15
Relation entre le coefficient de remplissage et la distance entre 1983:1 et 1990:1

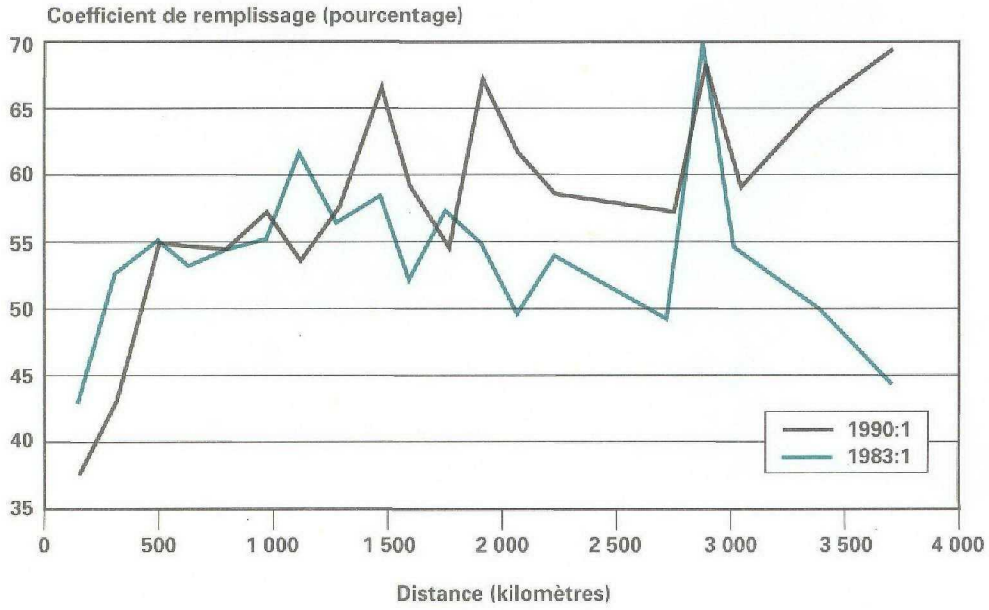


Figure 16

PROPORTION DE CHANGEMENT DU COEFFICIENT DE REMPLISSAGE ENTRE 1983:1 ET 1990:1

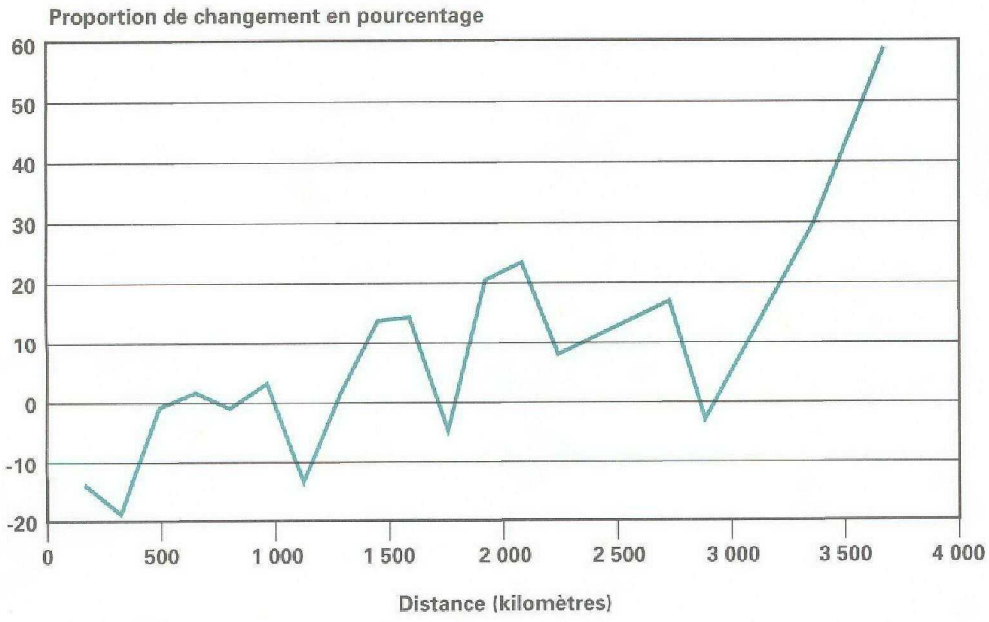


Figure 17

RELATION ENTRE LE COEFFICIENT DE REMPLISSAGE ET LA DISTANCE ENTRE 1983:2 ET 1990:2

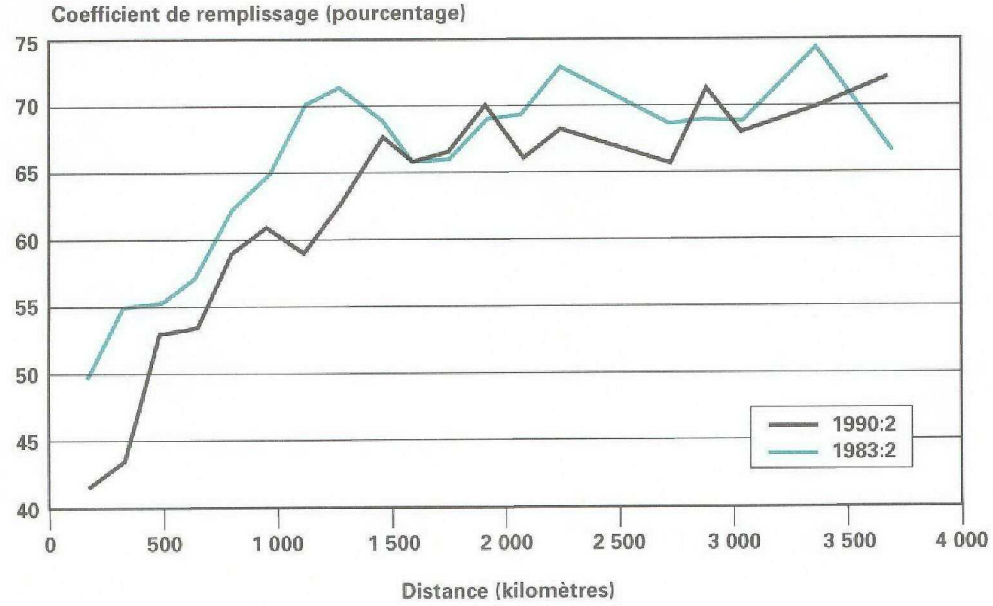


Figure 18
PROPORTION DE CHANGEMENT DU COEFFICIENT DE REMPLISSAGE ENTRE 1983:2 ET 1990:2

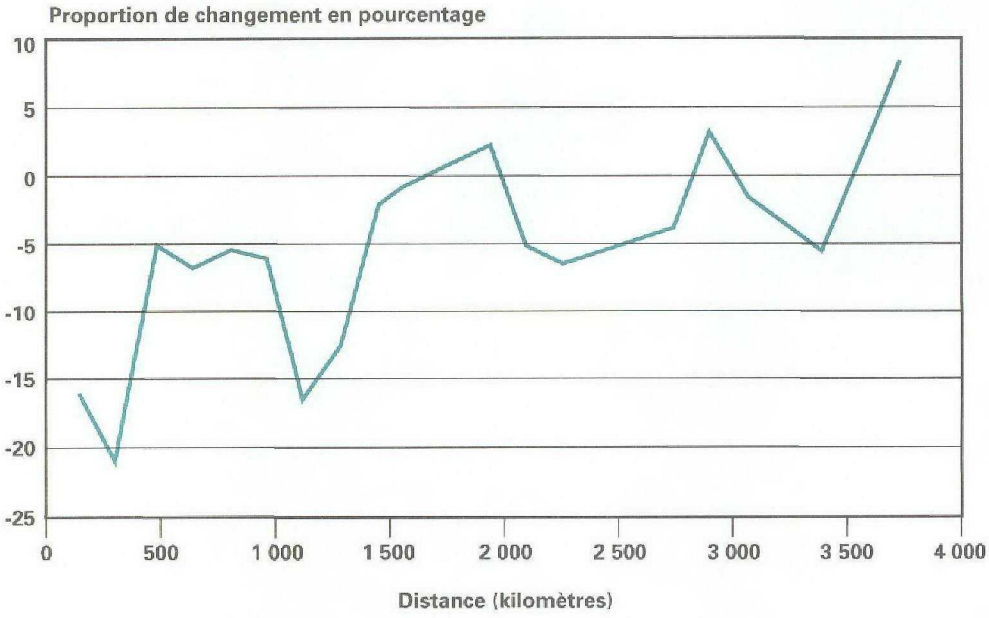


Figure 19
RELATION ENTRE LE COEFFICIENT DE REMPLISSAGE ET LA DISTANCE ENTRE 1983:3 ET 1990:3

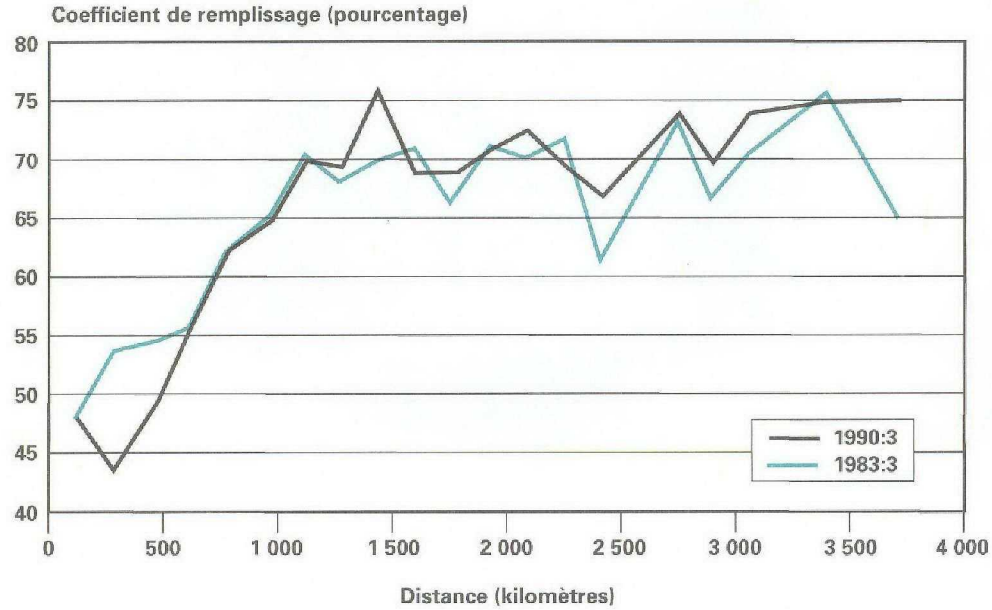


Figure 20

PROPORTION DE CHANGEMENT DU COEFFICIENT DE REMPLISSAGE ENTRE 1983:3 ET 1990:3

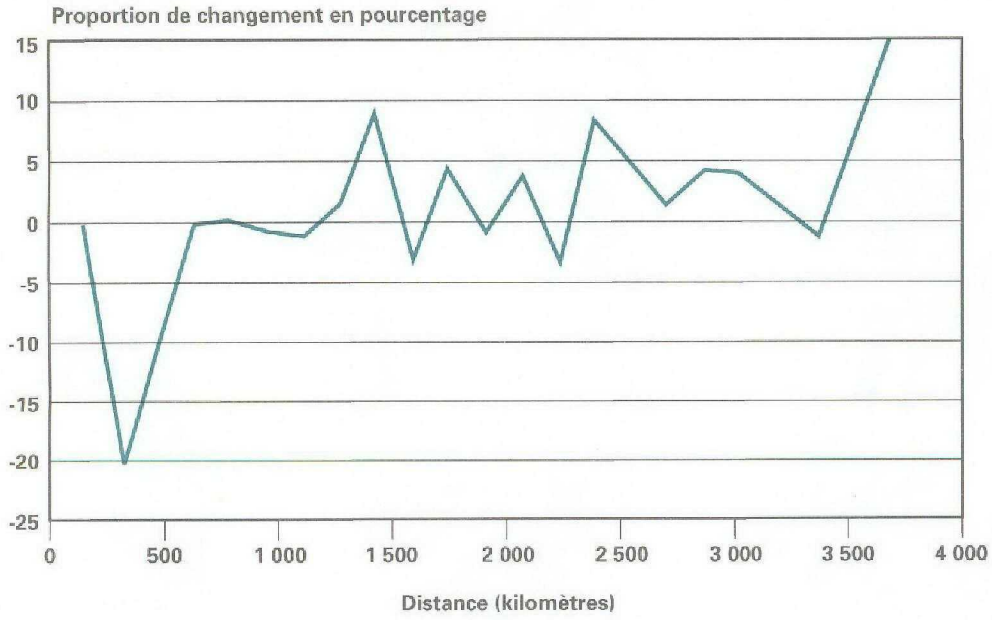


Figure 21

RELATION ENTRE LE COEFFICIENT DE REMPLISSAGE ET LA DISTANCE ENTRE 1983:4 ET 1990:4

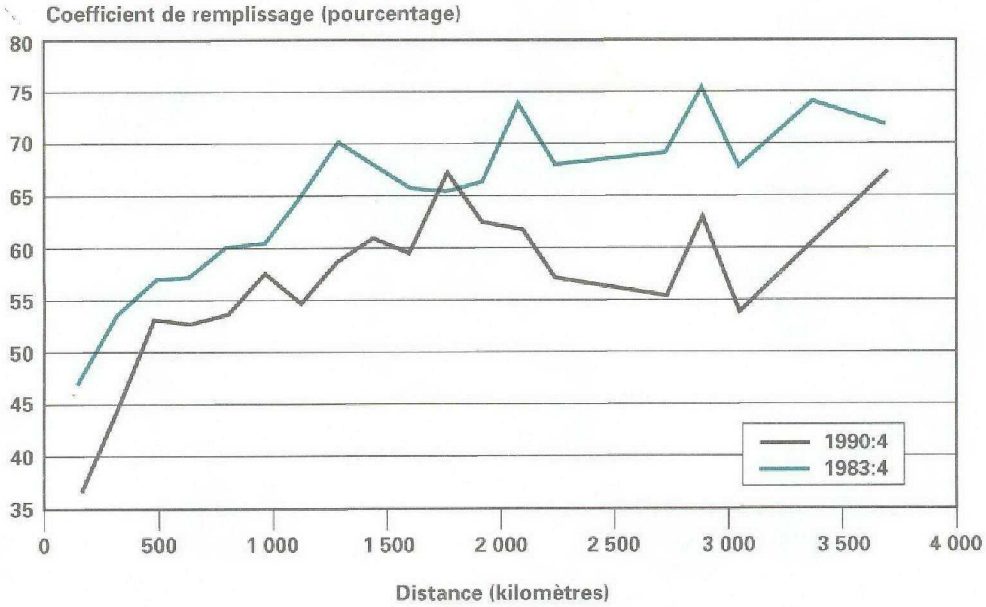
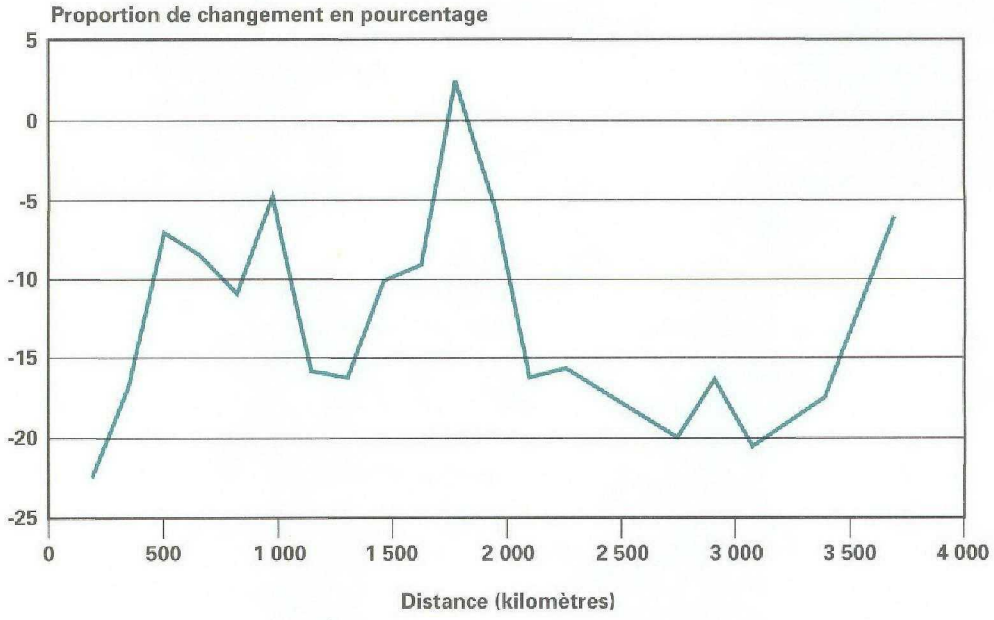


Figure 22
PROPORTION DE CHANGEMENT DU COEFFICIENT DE REMPLISSAGE ENTRE 1983:4 ET 1990:4



chaque série de deux montre l'évolution du coefficient de remplissage pour chacune des années étudiées. Le second graphique montre la proportion de changement du coefficient de remplissage. Dans tous les cas, les coefficients de remplissage augmentent en même temps que la distance. Si l'on compare les trois premiers trimestres de 1983 avec les trimestres correspondants de 1990, on constate que les coefficients de remplissage diminuent pour les vols courte distance et augmentent pour les vols longue distance. Ce constat est tout à fait cohérent avec celui dressé à propos des changements survenus sur le plan des tarifs : ils augmentent dans le cas des vols courte distance et diminuent pour les vols longue distance. Mais tel n'est plus le cas lorsqu'on compare la situation du dernier trimestre de 1983 à celle du trimestre correspondant de 1990. Reste à savoir si cette contradiction est due à l'évolution de la déréglementation ou aux anomalies découlant de la crise du golfe Persique. Par conséquent, et du moins pour les trois premiers trimestres de 1990, les passagers ont payé des prix plus élevés pour des vols courte distance, mais ont dû avoir plus de facilités à obtenir une place sur un vol de leur choix. Les tarifs longue distance ont baissé, mais il aura certainement été plus difficile de réserver un siège sur ces vols.

V. RÉGRESSION DES TARIFS[10]

Les sections précédentes portaient sur l'évolution de la concentration au niveau des lignes et des aéroports, de même que sur l'évolution des tarifs aériens depuis 1983. Dans cette section, tous ces éléments ont été amalgamés afin d'expliquer la régression des tarifs aériens, pour chaque ligne, en fonction des variables de concentration, de densité de ligne et de distance, pour 1983, 1987 et 1990.

Les sources de données utilisées pour le calcul de ces régressions sont les mêmes que celles employées précédemment, à savoir la Base de données sur les tarifs, la Base de données sur l'activité aéroportuaire (concentration au niveau des aéroports) et la Base de données sur l'origine et la destination des passagers payants (concentration au niveau des lignes). Le sondage concernant les tarifs (Base de données des tarifs) s'adresse aux transporteurs aériens canadiens de premier niveau qui exploitent des services passagers réguliers, sur des lignes intérieures et internationales. En 1983, Air Canada, CP Air, Eastern Provincial Airways, Nordair et Pacific Western Airlines ont participé à ce sondage. En 1987, Air Canada, les Lignes aériennes Canadien International et Wardair y ont pris part. En 1990, seules Air Canada et Canadien International ont répondu à ce sondage. L'analyse a porté sur toutes les lignes intérieures (pour lesquelles on disposait de données), dans le secteur réglementé du Sud. Pour qu'une liaison (paire de villes) puisse être prise en compte dans les régressions signalées, il fallait que l'on retrouve des données la concernant (points de destination y compris) dans les trois bases de données en question. Comme deux de ces bases sont des échantillons (donc dérivés d'un univers plus vaste), il a été nécessaire de passer outre certaines lignes à cause du manque de données les concernant[11].

Le tableau 2 est une analyse de la régression transversale des tarifs en fonction de la distance (LDIST) pour 1983, analyse qui s'accompagne d'une évaluation des variables suivantes : concentration au niveau de la ligne (LACTRTE)[12], concentration au niveau des aéroports, aux points d'origine (LCOMPO) et de destination (LCOMPD)[13], et densité de la route (LPOPPOP)[14]. Il est nécessaire d'avoir une idée de la densité de la ligne car, habituellement, et toutes choses demeurant égales par ailleurs, lorsque la densité de la ligne augmente, les tarifs diminuent et un plus grand nombre de concurrents finissent par desservir les lignes à forte densité. Si l'on ne tenait pas

compte de la densité de la ligne, celle-ci pourrait être englobée dans le coefficient de la variable «concurrence», ce qui donnerait lieu à un coefficient de concurrence (pour la ligne) plus important que l'effet véritable de la concurrence sur les tarifs. La variable utilisée ici, même si elle ne correspond pas à une mesure directe de la densité de la ligne, ne présente pas le défaut d'être endogène, ce qui serait le cas d'une mesure directe, par exemple du nombre de passagers fréquentant la ligne en question.

Tableau 2
RÉGRESSION DES TARIFS EN 1983

GE // La variable liée est LFARE
Étendue de l'échantillon : 1 à 1 955
Nombre d'observations : 1 955

VARIABLE	COEFFICIENT	ÉCART-TYPE	VALEUR T.	2 SIG. ...
C	1,5148964	0,0311805	48,584731	0,0000
LDIST	0,5086341	0,0050752	100,22025	0,0000
LACTRTE	–0,0507408	0,0194973	–2,6024466	0,0093
LCOMPO	–0,0010721	0,0104145	–0,1029449	0,9180
LCOMPD	0,0066027	0,0103955	0,6351446	0,5254
LPOPPOP	0,0177170	0,0025000	–7,0867148	0,0000

Moyenne quadratique	0,860949	Médiane de la var. liée	4,680293
Moyenne quadratique ajustée	0,860592	Déviat./var. liée	0,465855
Écart-type de régression	0,173938	Somme des carrés résid.	58,96593
Contrôle de vraisemblance	648,3842	Valeur de F	2413,482
Stat. de Durbin-Watson	1,964760	Prob. (valeur de F)	0,000000

La première équation montre que, sous l'effet de la régressivité du tarif, les prix augmentent avec la distance, mais pas dans la même proportion. En outre, comme le nombre de concurrents effectifs pour une ligne donnée augmente (LACTRTE), les tarifs diminuent. L'équation étant logarithmique, le coefficient –0,0507 indique qu'une augmentation de 1 pour cent du nombre de concurrents effectifs sur une ligne donnée, occasionne une diminution des tarifs de 0,0507 pour cent. Ce coefficient est statistiquement significatif aux seuils de signification conventionnels. Aucune des variables de concentration au niveau des aéroports (LCOMPO, LCOMPD) n'est statistiquement significative. La variable de densité de ligne (LPOPPOP) est négative et statistiquement significative; autrement dit, lorsque la densité de ligne (le produit des populations aux points d'origine et de destination) augmente de 1 pour cent, les tarifs diminuent de 0,0177 pour cent. Dans l'ensemble, ces variables expliquent 86,1 pour cent de la variation des tarifs (consignés au sommaire). La distance à elle seule est responsable de 85,4 pour cent de cette variation.

Le tableau 3 présente les résultats de la même analyse pour 1987. Aucune variable, à l'exception de la distance, n'est statistiquement significative et tous les coefficients, hormis la densité de la ligne et la distance, sont affectés d'un «mauvais» signe. Dans l'ensemble, ces variables sont responsables de 61,5 pour cent de la variation des tarifs (inscrits au sommaire). La distance, à elle seule, intervient à raison de 61,4 pour cent.

Enfin, le tableau 4 présente les résultats de régression pour 1990. Une fois encore, seules la distance et la variable de densité de ligne sont statistiquement significatives. Dans l'ensemble, ces variables expliquent 79,1 pour cent de la variation des tarifs (inscrits au sommaire). La distance à elle seule est responsable de 78,2 pour cent de cette variation.

Comme un plus grand nombre d'observations devrait permettre d'obtenir des coefficients estimés plus précis, nous avons regroupé les données de 1987 et de 1990 et estimé une seule régression grâce à un ensemble de variables factices qui ont servi de données d'«interceptions» pour chacune des deux années. Les résultats apparaissent au tableau 5. Malheureusement, ils diffèrent à peine de ceux obtenus pour les deux années prises séparément.

Tableau 3
RÉGRESSION DES TARIFS EN 1987

GE // La variable liée est LFARE
Étendu de l'échantillon : 1 à 1 546
Nombre d'observations : 1 546

VARIABLE	COEFFICIENT	ÉCART-TYPE	VALEUR T.	2 SIG. ...
C	1,7161854	0,0722403	23,756617	0,0000
LDIST	0,4608607	0,0103730	44,428721	0,0000
LACTRTE	0,0128799	0,0335448	0,3839607	0,7011
LCOMPO	0,0307646	0,0193679	1,5884307	0,1124
LCOMPD	0,0305367	0,0193790	1,5757625	0,1153
LPOPPOP	–0,0048699	0,0057713	–0,8438266	0,3989

Moyenne quadratique	0,615462	Médiane de la var. liée	4,818028
Moyenne quadratique ajustée	0,614213	Déviat./var. liée	0,521164
Écart-type de régression	0,323704	Somme des carrés résid.	161,3677
Contrôle de vraisemblance	–446,8992	Valeur de F	492,9605
Stat. de Durbin-Watson	1,973949	Prob. (valeur de F)	0,000000

Tableau 4

RÉGRESSION DES TARIFS EN 1990

GE // La variable liée est LFARE
Étendue de l'échantillon : 1 à 754
Nombre d'observations : 754

VARIABLE	COEFFICIENT	ÉCART-TYPE	VALEUR T.	2 SIG. ...
C	1,8991473	0,0885634	21,443923	0,0000
LDIST	0,5124343	0,0103094	49,705524	0,0000
LACTRTE	0,0408411	0,0416958	0,9795019	0,3276
LCOMPO	0,0369906	0,0271501	1,3624462	0,1735
LCOMPD	–0,0215412	0,0271244	–0,7941638	0,4274
LPOPPOP	–0,0313062	0,0078153	–4,0057451	0,0001

Moyenne quadratique	0,790645	Médiane de la var. liée	5,108579
Moyenne quadratique ajustée	0,789245	Déviat./var. liée	0,517822
Écart-type de régression	0,237722	Somme des carrés résid.	42,27066
Contrôle de vraisemblance	16,37009	Valeur de F	564,9753
Stat. de Durbin-Watson	1,890526	Prob. (stat. F)	0,000000

Tableau 5

RÉGRESSION DES TARIFS EN 1987 ET 1990 (APRÈS REGROUPEMENT)

GE // La variable liée est LFARE
Étendue de l'échantillon : 1 à 2 300
Nombre d'observations : 2 300

VARIABLE	COEFFICIENT	ÉCART-TYPE	VALEUR T.	2 SIG. ...
D87	1,6794516	0,0554100	30,309522	0,0000
D90	1,9107242	0,0585146	32,653812	0,0000
LDIST	0,4792344	0,0076954	62,275472	0,0000
LACTRTE	0,0313808	0,0262754	1,1943023	0,2325
LCOMPO	0,0291124	0,0157870	1,8440745	0,0653
LCOMPD	0,0140270	0,0157869	0,8885218	0,3744
LPOPPOP	–0,0129064	0,0046296	–2,7877905	0,0054

Moyenne quadratique	0,690728	Médiane de la var. liée	4,913278
Valeur quadratique ajustée	0,689919	Déviat./var. liée	0,537556
Écart-type de régression	0,299338	Somme des carrés résid.	205,4600
Contrôle de vraisemblance	–485,8338	Valeur de F	853,5311
Stat. de Durbin-Watson	1,950103	Prob. (valeur de F)	0,000000

Que nous apprennent ces résultats sur le fonctionnement des marchés canadiens de compagnies aériennes sous le régime de la déréglementation? Avant tout, sans doute, que la concurrence au niveau des lignes n'a pas d'effets statistiquement significatifs sur les tarifs. Malheureusement, l'interprétation de ce dernier résultat est ambiguë. Si ces marchés étaient (véritablement) ouverts, la concurrence au niveau des lignes n'aurait pas

d'effets sur les tarifs (craignant l'arrivée de nouveaux concurrents, les titulaires seraient contraints de diminuer leurs prix). Il faudrait, toutefois, s'attendre à la même chose s'il y avait un cartel. Mais les données concernant les profits ne sont nullement indicatives d'une rente de monopole. Il est également possible que le secteur soit encore en transition (1990 ayant été une année de récession marquée par une augmentation des prix du carburant lors de la crise du golfe Persique).

VI. Conclusions

Il est évident que, dans l'ensemble, la déréglementation a favorisé le jeu de la concurrence au niveau des lignes et des aéroports (bien que la concurrence ait connu un recul à l'échelon national). Il est également évident que la structure tarifaire (par rapport à la distance) a changé et qu'elle est maintenant sans doute plus conforme aux coûts de production. Les coefficients de remplissage ont également changé, puisqu'ils sont moindres sur les courtes distances et plus importants sur les longues distances. Ces changements reflètent tout à fait le comportement du marché. Quoi qu'il en soit, il semble que la déréglementation n'a eu aucun effet sur le niveau global des tarifs (lorsqu'on les compare à ceux de 1983). La concurrence au niveau des lignes n'a eu aucune incidence sur les tarifs. Bien que ce constat puisse nous rappeler ce qui se produit dans le cas d'un cartel, les données concernant les profits ne portent pas à conclure qu'on est en présence de rentes de monopole. Ces résultats sont également indicatifs d'un marché compétitif. Le faible niveau de rentabilité de l'industrie donne à penser que cette interprétation est valable.

NOTES

1. C'est pour cela que, dans leur calcul de la proportion de marché national contrôlée par chaque entreprise, les analystes doivent regrouper les extrants au niveau des paires de villes en un seul et unique extrant national. Normalement, on parvient à ce résultat en calculant le nombre de kilomètres-voyageurs (ou de voyageurs) transportés sur chaque ligne et en additionnant l'ensemble des lignes.

2. De même, si une entreprise possède les deux tiers du marché et que deux autres en ont un sixième chacune, l'indice Herfindahl correspond à 0,5. En d'autres termes, même s'il y a trois entreprises dans l'industrie, à cause de la taille relative des plus grosses, tout se passe comme s'il n'y en avait que deux.

3. Dans ce cas, le nombre de concurrents effectifs correspond à l'inverse de la moyenne pondérée (en fonction du nombre de passagers) de l'indice Herfindahl, pour chaque ligne. Les données des figures 1 à 5 ont été calculées à partir des informations contenues dans la Base de données sur l'origine et la destination (selon les billets) des passagers payants.

4. Les données qui ont permis de parvenir à cette conclusion sont dérivées de la base de données sur l'activité aéroportuaire. Les indices Herfindahl fondés sur l'activité aéroportuaire ont été calculés à partir des parts correspondant au nombre de passagers embarqués, d'une part, et au nombre de vols, d'autre part. Ces mesures, établies pour chaque aéroport, ont ensuite été pondérées en fonction d'un pourcentage du nombre total d'embarquements ou de vols, selon le cas. Le nombre de concurrents effectifs est l'inverse du chiffre obtenu.

5. Bien que la concurrence intervienne au niveau des lignes, et non à l'échelon national, comme le nombre de transporteurs diminue à l'échelle nationale, on craint que le risque de collusion n'augmente (au niveau des lignes).

6. Toutes les données de tarifs énoncées dans cette section concernent les services canadiens intérieurs, dans la zone Sud.

7. Le taux de change retenu pour la conversion des dollars américains en dollars canadiens est celui qui prévalait à l'époque visée par chaque comparaison, autrement dit au premier trimestre 1983 et au dernier trimestre 1990.

8. Tae Oum, William Stanbury et Michael Tretheway, «Airline Deregulation in Canada», dans Kenneth Button (Édit.), *Airline Deregulation : International Experiences*, Londres, David Fulton, 1991.

9. Ces résultats sont extraits de la Base de données sur les tarifs et ne concernent que les lignes canadiennes intérieures, dans la zone Sud, assurées par des transporteurs de niveau I. Seules ces lignes, représentées dans l'échantillon pour les quatre trimestres de 1983, 1987 et 1990, ont été inclues.

10. Les variables utilisées dans le calcul des régressions dont il est fait état dans cette section sont les logarithmes népériens des données analysées dans le corps du texte.

11. La régression des tarifs pour 1990, apparaissant au tableau 4, est fondée sur deux fois moins d'observations (lignes) que celles entrant dans le calcul de la régression de 1987. Il s'agit là de toutes les lignes pour lesquelles on disposait de données complètes. Il faut supposer que les lignes jadis desservies par les transporteurs de niveau I, et qu'assurent à présent leurs filiales, ne sont pas couvertes dans la Base sur les tarifs.

12. Il s'agit du «nombre de concurrents effectifs» (autrement dit, de l'inverse de l'indice Herfindahl fondé sur les parts en passagers) pour chacune des lignes en question.

13. Chacune de ces mesures représente le nombre de concurrents effectifs aux aéroports d'origine et de destination. Elles sont l'inverse des indices Herfindahl pour les aéroports d'origine et de destination, indices fondés sur les parts de passagers à l'embarquement (pour les vols intérieurs et internationaux).

14. Il s'agit du produit des populations à chaque extrémité des lignes.

15

LES RÉPERCUSSIONS DE LA DÉRÉGLEMENTATION DES COMPAGNIES AÉRIENNES AUX ÉTATS-UNIS : ANALYSE DES DOCUMENTS DE RÉFÉRENCE

Ron Hirshhorn*
Décembre 1990

1. CONTEXTE

Avant le milieu des années 1970, les compagnies aériennes assurant le transport inter-États aux États-Unis étaient assujetties à un cadre réglementaire très élaboré[1]. La Commission américaine de l'aviation civile (Civil Aeronautics Board — CAB) attribuait des autorisations d'introduction ou de suppression de services aériens, réglementait les tarifs, administrait les subventions et supervisait les fusionnement ainsi que les accords passés entre les transporteurs aériens. De sa propre initiative, la CAB a libéralisé la réglementation tarifaire à partir du début de 1976[2]. Deux ans plus tard, en octobre 1978, le Congrès a promulgué la *Airline Deregulation Act* (Loi sur la déréglementation des compagnies aériennes). On a ainsi officiellement reconnu qu'il fallait «utiliser au maximum les forces concurrentielles du marché» et mis en place un mécanisme de démantèlement graduel de la structure réglementaire. Depuis 1982, les transporteurs aériens bénéficient d'une liberté quasi totale pour ce qui est d'ouvrir ou de fermer des lignes aériennes. La CAB a perdu toute autorité sur les tarifs, les fusionnement et les acquisitions le 1er janvier, 1983 et il a cessé d'exister à la fin de 1984. Le

* Division de la recherche, Commission royale sur le transport des voyageurs au Canada.

ministère américain des Transports a assumé la responsabilité de l'approbation des fusions et de l'administration d'un programme de subventions (Essential Air Service Program) ayant pour but de garantir que les petites communautés continueront d'être desservies[3]. La réglementation relative à la sécurité n'a pas été touchée et est demeurée la responsabilité de la Federal Aviation Administration (FAA).

2. Les répercussions d'ensemble : aperçu

Les documents traitant de la question s'accordent à conclure que, sur la base du critère le plus important, les conséquences pour les consommateurs, la déréglementation américaine a eu des effets extrêmement bénéfiques. L'opinion dominante est résumée dans un document publié récemment par Alfred Kahn (1988a, p. 321) qui reconnaît que l'on s'est trouvé confronté à un certain nombre de «surprises désagréables» avant d'en arriver à la conclusion suivante :

> Les dix dernières années ont pleinement confirmé ce que nous espérions, c'est-à-dire que la déréglementation entraînerait une réduction des tarifs, instaurerait une structure tarifaire en moyenne plus conforme avec la structure des coûts, élargirait la gamme des options en matière de rapport prix-qualité et amènerait des améliorations importantes dans l'efficacité . . . tout cela avec un déclin de quelque 35 pour cent dans le taux d'accidents.

Dans ce qui constitue probablement l'étude la plus largement citée sur l'expérience américaine, Steven Morrison et Clifford Winston (1986) ont estimé que, compte tenu aussi bien de la modification des tarifs que de l'évolution de la qualité du service, la déréglementation a débouché sur une amélioration annuelle de 5,7 milliards de dollars (en dollars de 1977) en termes d'avantages pour les consommateurs. Ce gain, qui représentait 35 pour cent des recettes effectives des compagnies aériennes en 1977, s'est traduit par un avantage de 10,62 $ par voyageur et par aller-retour. De plus, on a estimé que la déréglementation avait entraîné une augmentation annuelle des profits de l'industrie se chiffrant à au moins 2,5 milliards de dollars (en dollars de 1977). Même si les résultats financiers auxquels sont arrivés les transporteurs américains ont été médiocres, on peut en tirer la conclusion qu'ils auraient été notablement pires si la déréglementation n'avait pas eu lieu.

L'enthousiasme manifesté à l'égard de la déréglementation s'est modéré, du moins quelque peu, du fait de la série de fusions et d'acquisitions qui ont eu lieu récemment, et aussi parce que l'on s'est rendu compte qu'il n'est pas aussi facile de se faire une place dans l'industrie qu'on ne l'avait supposé. Rares sont cependant les économistes que cela amène à penser qu'est ainsi prouvé l'échec de la déréglementation. Même si la concurrence reste peut-être imparfaite, on ne considère pas que les coûts que cela entraîne s'approchent de ceux d'une réglementation qui dénaturait fortement les conditions de tarification et d'accès à l'industrie.

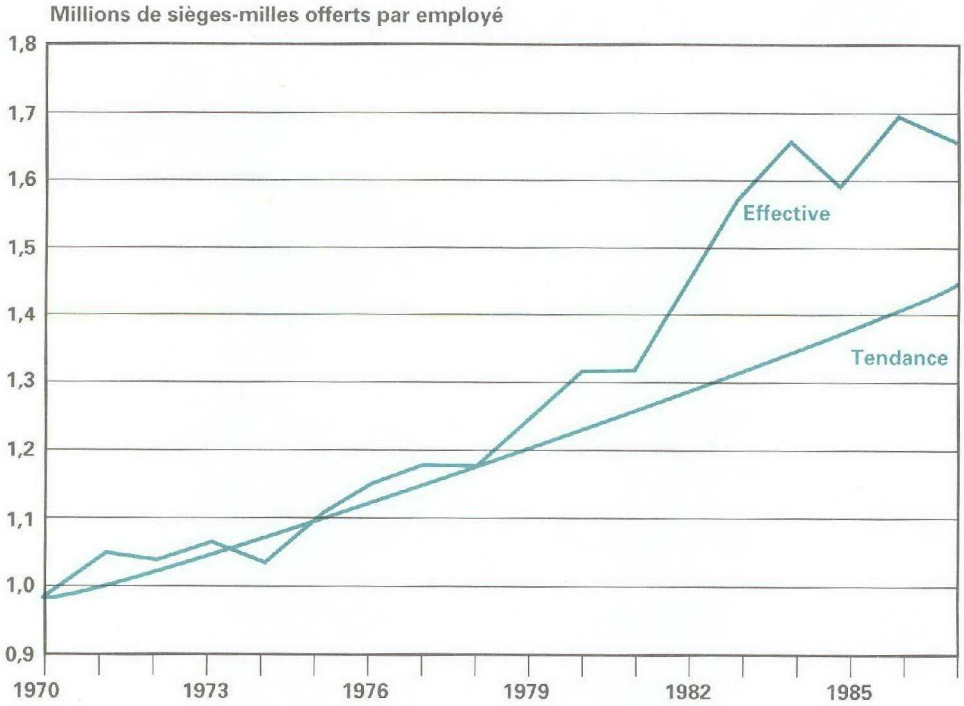
Cependant, la façon dont les choses ont récemment évolué souligne la nécessité de comprendre la nature et les répercussions des changements structurels survenus dans l'industrie du transport aérien aux États-Unis. Une forte concentration et des entraves à l'intégration de nouvelles compagnies au sein de l'industrie auront pour effet de saper les avantages de la déréglementation si cela réduit les pressions qui amènent les transporteurs à améliorer leur efficacité ou débouche sur des pratiques monopolistiques en matière de tarification. Par conséquent, on a continuellement besoin d'exercer une certaine forme de surveillance de la conduite et des résultats des transporteurs. Il est également important d'essayer de comprendre dans quelle mesure l'évolution structurelle récente de l'industrie procède des spécificités technologiques du service aérien tel que défini en fonction de certaines caractéristiques des politiques qui le régissent.

3. Les principales sources d'avantages découlant de la déréglementation

Outre celle de Morrison et de Winston (1986), plusieurs études ont examiné l'incidence de la réglementation sur l'efficacité du transport aérien. Bailey, Graham et Kaplan (1985) mentionnent que la concurrence imposée par les compagnies nouvellement arrivées sur le marché et dont les coûts d'exploitation sont faibles a entraîné une amélioration substantielle de la productivité des employés chez les transporteurs qui étaient auparavant réglementés. Les données plus récentes réunies par le Congressional Budget Office (1988) confirment cette amélioration; la productivité de la main-d'oeuvre, définie en sièges-milles par employé à temps plein, s'est accrue à un taux annuel moyen de 3,8 pour cent dans la décennie écoulée depuis 1978, par rapport à 2,3 pour cent entre 1970 et 1978 (Figure 1). Simultanément, le

Figure 1

COMPARAISON ENTRE LA PRODUCTIVITÉ EFFECTIVE DE LA MAIN-D'OEUVRE ET LA TENDANCE EN LA MATIÈRE DANS LE CADRE DE LA RÉGLEMENTATION



Source : Congressional Budget Office (1988).

Nota : Englobe les services inférieurs et internationaux. Dans le calcul de la tendance, on part du principe que la productivité de la main-d'oeuvre a augmenté après 1978 au même taux qu'entre 1970 et 1978. Les données relatives à l'emploi sont pour décembre. Chaque employé à temps partiel est compté comme un demi-employé à temps plein.

coefficient d'occupation moyen, un autre indicateur de l'efficacité, est passé de quelque 55 pour cent avant la déréglementation à une fourchette de 60 à 65 pour cent ces dernières années[4]. Caves, et al (1987) ont évalué le rendement des transporteurs américains avant et après la déréglementation par rapport à un groupe de contrôle formé de quelque 27 grands transporteurs oeuvrant dans des pays où la réglementation est minime ou inexistante. Les renseignements recueillis sur l'expérience accumulée à l'étranger fournissent aux auteurs un autre cadre de référence pour l'étude de ce qui se serait produit si la déréglementation n'avait pas eu lieu aux États-Unis[5]. Ils ont constaté que la productivité globale des transporteurs américains, qui a

crû plus rapidement après la déréglementation, aurait au contraire très substantiellement chuté si les résultats qu'ils ont obtenus après 1975 avaient suivi une évolution similaire à celle des transporteurs étrangers[6].

David Sawers (1987) a étudié les coûts d'exploitation des transporteurs américains et s'est efforcé d'établir une distinction entre les réductions de coûts dues à l'introduction de nouveaux aéronefs et celles qui résultent d'un effort de gestion. C'est ce deuxième cas qui constitue la véritable mesure de l'efficacité d'un transporteur aérien et qui reflète le rôle joué par la déréglementation. Ses résultats, qui sont exposés au tableau 1, confirment la constatation que l'accroissement de l'efficacité auquel sont parvenus les transporteurs américains s'est accéléré après la déréglementation[7].

Tableau 1
RÉDUCTIONS DE COÛTS CHEZ LES GROSSES COMPAGNIES AÉRIENNES DESSERVANT LE MARCHÉ INTÉRIEUR AMÉRICAIN, 1970 À 1984

	1970	1978	1984
Coût par tonne-mille offerts au coût d'intrants de 1978 (en cents)	47,37	38,7	34,03
		pourcentage	
Taux annuel de réduction des coûts (depuis 1970 ou 1978)	—	2,1	1 ,9
Taux annuel de réduction des coûts attribuable à l'introduction de nouveaux aéronefs	—	0,9	0,4
Taux annuel de réduction des coûts attribuable à un effort de gestion	—	1,2	1,5
Augmentation annuelle de capacité du parc aérien en tonnes-mille offertes	—	3,2	1,6
Augmentation annuelle du trafic en passagers-mille payants	—	6,9	1,4

Source : Sawers (1987)

Même si divers aspects de ces études peuvent soulever des questions[8], l'ensemble des éléments d'information disponibles donne fortement à penser que la déréglementation a eu une influence favorable sur l'efficacité et les coûts des compagnies aériennes. Leurs résultats se sont en effet notablement améliorés dans les conditions qui prévalent depuis 1978, c'est-à-dire depuis que les transporteurs jouissent d'une plus grande liberté dans leur exploitation et subissent une pression plus intense de la part de la concurrence. Les coûts d'exploitation des compagnies aériennes ont substantiellement baissé à la suite de l'élimination de la rente de situation dont bénéficiaient les employés des compagnies aériennes dans le cadre d'un

régime réglementaire qui permettait de répercuter dans une large mesure sur les consommateurs les coûts élevés de la main-d'oeuvre. Par exemple, Bailey, Graham et Kaplan (1985) ont constaté qu'après la déréglementation, les compagnies aériennes ont mis en place des systèmes de salaires à deux paliers (dans le cadre desquels les nouveaux employés sont notablement moins bien payés que les anciens) et introduit des règles de travail beaucoup plus concurrentielles[9]. De plus, des gains ont été réalisés parce que les transporteurs ont réagi aux perspectives qui s'ouvraient à eux ainsi qu'aux pressions qu'a suscitées la déréglementation, en tirant avantage des économies possibles et en rattachant plus étroitement leurs tarifs à la qualité de leur service ainsi qu'aux coûts et à la nature des préférences de la clientèle. Ces derniers changements méritent de plus amples explications.

En général, les coûts du service aérien par passager sont proportionnels à la distance franchie et inversement proportionnels au nombre de passagers transportés. Mais, alors que les coûts sont abaissés lorsqu'on exploite des aéronefs de plus grande capacité à des coefficients d'occupation supérieurs, la réduction de la fréquence des vols qui en résulte présente des inconvénients pour les voyageurs. Pour optimiser leurs profits, les transporteurs doivent équilibrer les avantages qu'ils tirent des économies d'échelle et d'utilisation par rapport aux conséquences qu'a pour leurs recettes la réduction de la qualité du service qui y est liée.

Bailey, Graham et Kaplan (1985) ont montré que les compromis faits sur ce plan sont tels que l'optimisation des profits entraîne l'utilisation d'aéronefs de plus grande capacité exploités avec des coefficients d'occupation plus importants à mesure que les distances franchies et la densité du marché s'accroissent. Dans les marchés où la clientèle est nombreuse, les économies résultant d'une utilisation plus efficace des ressources dépassent le déclin de la demande provoqué par la réduction de la fréquence des vols. Cela vaut également sur les marchés du transport à plus grande distance où les préférences de la clientèle sont fortement influencées par le fait qu'il est difficile de remplacer le transport aérien par d'autres modes.

Lorsqu'ils étaient assujettis à la réglementation de la CAB, les transporteurs ne pouvaient pas réagir à ces réalités du marché. Le problème tenait en partie au fait qu'ils respectaient un système de tarifs réglementés ne reflétant pas les coûts. Sur les marchés court-courrier, les tarifs étaient fixés en dessous des coûts, ce qui amenait les transporteurs à n'y affecter que des ressources insuffisantes. Par contre, sur les marchés long-courrier, les

compagnies aériennes se livraient à une concurrence non tarifaire en augmentant la fréquence des vols et en abaissant les coefficients d'occupation. Le résultat était exactement l'inverse de ce à quoi devrait aboutir l'économie du service aérien; les coefficients d'occupation étaient plus faibles sur les routes long-courrier que sur les routes court-courrier (voir annexe A).

Dans une étude antérieure à la déréglementation, Douglas et Miller (1974) ont examiné les coûts de la concurrence dans le service à laquelle se livraient les compagnies, dans le cadre de la réglementation CAB, à la place d'une concurrence sur les tarifs. Ils ont relevé que les avantages que représentent une plus grande fréquence des vols et une amélioration des agréments fournis durant ceux-ci étaient plus que compensées par les tarifs plus élevés pratiqués concurremment. On a chiffré à plus d'un milliard de dollars par an la perte subie de ce fait par les voyageurs durant le début des années 1970.

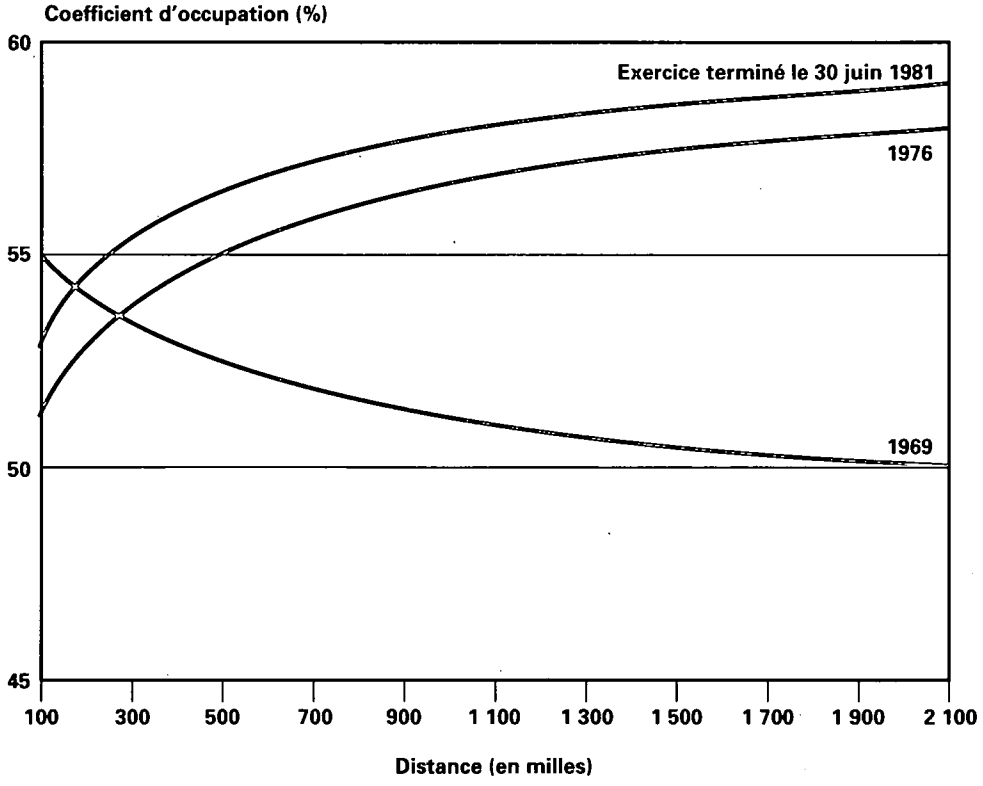
La déréglementation a supprimé les signaux trompeurs que produisait la réglementation des tarifs par la CAB. La figure 2, qui est extraite de Graham, Kaplan et Sibley (1983), révèle que la relation perverse liant le coefficient d'occupation et la distance franchie, relation que Douglas et Miller avaient identifiée pour 1969, a été inversée suite à la libéralisation du cadre réglementaire et au remplacement de la concurrence sur le service par une concurrence tarifaire[10]. Les coefficients d'occupation se sont élevés pour la plupart des distances parce que la majeure partie des clients préfèrent une combinaison de tarifs et de qualité de service inférieure à ce qui leur était offert lorsque les transports étaient réglementés. Par contre, simultanément, les transporteurs qui profitent de la déréglementation continuent de proposer un produit plus coûteux pour répondre aux besoins particuliers des passagers qui accordent une grande importance à la commodité du service[11].

Une deuxième conséquence importante de la déréglementation est qu'elle a permis aux transporteurs de modifier la façon dont ils se positionnent sur le marché afin de tirer meilleur avantage des économies possibles. Cela a entraîné un recours accru aux réseaux aériens en étoile dans le cadre desquels les passagers provenant de diverses villes sont amenés dans un aéroport principal (le noeud aérien ou plaque tournante) où ils prennent une correspondance pour leur destination. Les réseaux en étoile tirent avantage des économies d'échelle possibles parce qu'il est généralement moins coûteux pour les compagnies aériennes de réunir leurs passagers. Ceux qui proviennent de divers points de départ mais s'en vont vers une même destination sont ainsi rassemblés dans un aéroport principal et placés à bord d'un seul

gros porteur. Les avantages d'un tel rassemblement des passagers sont liés aux économies d'échelle que permettent les gros porteurs ainsi qu'aux coefficients d'occupation plus importants précédemment mentionnés. Lorsque ces économies dépassent les coûts du réacheminement des passagers, des économies d'échelle sont possibles.

Les réseaux en étoile existaient avant la déréglementation, mais l'élimination des obstacles réglementaires à l'ouverture de nouveaux services a amplifié leur utilisation et permis de les structurer de façon plus rationnelle. L'expérience de United Airlines, qui est illustrée par les figures 3A et 3B, montre bien l'évolution radicale de l'organisation des lignes aériennes qui s'est produite depuis la déréglementation.

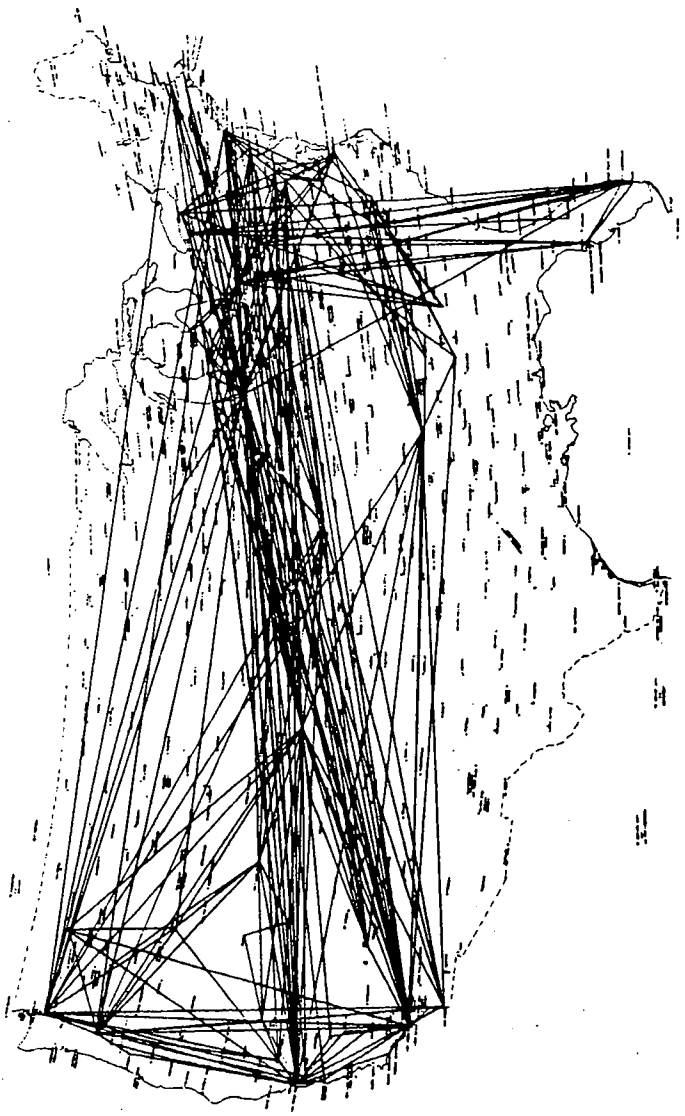
Figure 2
COEFFICIENTS D'OCCUPATION ET DISTANCE FRANCHIE[a]



Source : Graham, Kaplan et Sibley (1983)

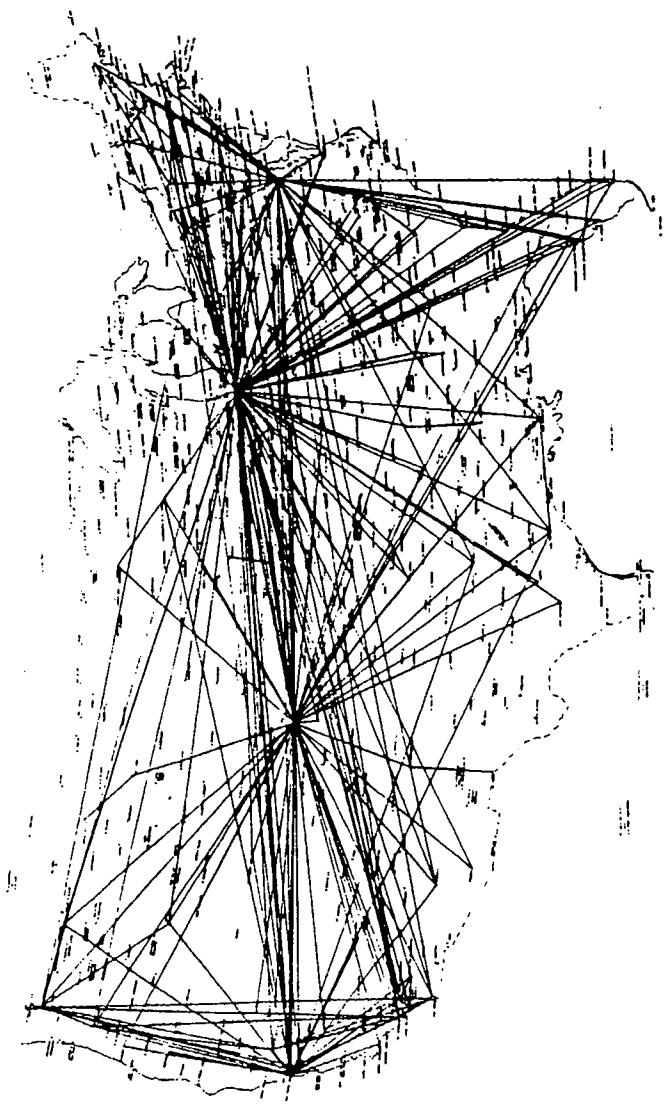
a **Une courbe est tracée pour chaque année pour les valeurs moyennes des passagers et du nombre de transporteurs, l'indice Herfindahl.**

Figure 3A
UNITED AIRLINES, INC.
LIGNES AÉRIENNES NON DOUBLÉES, JUILLET 1979



Source : Secretary's Task Force on Competition in the U.S. Domestic Airline Industry (1990d) (Groupe d'étude du Secrétaire sur la concurrence au sein de l'industrie américaine des transports aériens (1990d))

Figure 3B
UNITED AIRLINES, INC.
LIGNES AÉRIENNES NON DOUBLÉES, MARS 1989



Source : Secretary's Task Force on Competition in the U.S. Domestic Airline Industry (1990d) (Groupe d'étude du Secrétaire sur la concurrence au sein de l'industrie américaine des transports aériens (1990d))

Le fait de structurer leurs lignes en étoile permet aux transporteurs de synchroniser les vols en provenance et à destination de divers points de leur réseau. Cette synchronisation est cruciale; pour assurer les correspondances des voyageurs, les transporteurs doivent faire passer à peu près simultanément des vagues (ou groupes) d'aéronefs par les points de correspondance. Le succès d'un réseau en étoile dépend aussi de l'existence d'un vaste réseau où des correspondances croisées s'effectuent dans un grand nombre de points. Une compagnie aérienne qui fait partir plusieurs branches d'étoile de son aéroport principal sera bien placée pour offrir aux passagers un service les amenant jusqu'à leur destination finale. L'apport élevé de passagers fourni par les vols à l'arrivée aide également la compagnie aérienne à réaliser un fort coefficient d'occupation sur les vols au départ de son aéroport principal. Cependant, même si le système des réseaux aériens en étoile a permis d'accroître l'efficacité, il a également eu des répercussions importantes sur certains aspects de la qualité du service et de la concentration des transporteurs (que nous examinerons plus loin).

4. Les tarifs des compagnies aériennes

On reconnaît généralement que la déréglementation a amené un meilleur alignement des tarifs sur le coût des ressources nécessaires à la fourniture de services de substitution. Les tarifs ont augmenté sur les lignes court-courrier (où ils ne couvraient pas les coûts lorsque la réglementation était en vigueur) alors qu'ils ont chuté sur les lignes long-courrier. Mais les disparités de prix qui ont surgi ne reflètent pas simplement les écarts dans les coûts; la discrimination dans les tarifs s'est également intensifiée. Le fait que les transporteurs aient eu recours à des tarifs promotionnels fortement réduits pour attirer des clients supplémentaires s'est avéré extrêmement intéressant pour bien des gens qui voyagent à volonté même si, comme Borenstein (1990) l'a relevé, ce fait est fréquemment négligé parce que l'expression «discrimination tarifaire» a une connotation très négative. On prête davantage attention aux disparités dans les tarifs qui traduisent des variations dans l'intensité de la concurrence entre différents marchés (cette question est examinée dans la partie 8.)

Plusieurs études ont analysé le déclin des tarifs moyens, compte tenu de l'inflation, mais les résultats obtenus dépendent de la période choisie et des ajustements (éventuellement) effectués pour éliminer l'incidence des facteurs

étrangers à la déréglementation. Les premières évaluations, par exemple l'étude de Bailey, Graham et Kaplan, qui se concentrait sur la période 1978-1982, ont été compliquées par un certain nombre d'événements extérieurs à la question : la récession de 1981-1982, le deuxième choc pétrolier et la grève des contrôleurs américains de la circulation aérienne. Les évaluations de la période 1985-1987 reflètent l'effet de l'intense guerre des prix qui a occasionné des pertes à l'échelle de l'ensemble de l'industrie. Les tarifs aériens réels ont chuté de façon radicale mais il était impossible de maintenir les tarifs les plus bas.

Depuis 1987, le rendement réel (c'est-à-dire le revenu par passager-mille corrigé de l'inflation) a quelque peu augmenté mais, en 1988, il demeurait inférieur de près de 22 pour cent au niveau où il se trouvait dix ans plus tôt. Ce fait ne suffit cependant pas en lui-même à établir les avantages de la déréglementation. Des études comme celle qu'a réalisée le Secretary's Task Force on Competition in the U.S. Airline Industry (1990) (Groupe d'étude du Secrétaire sur la concurrence au sein de l'industrie américaine des transports aériens), qui met en évidence la diminution des tarifs ajustés pour l'inflation, donnent prise au type d'arguments que résume le tableau 2. Celui-ci est extrait d'une étude effectuée par Paul Dempsey (1990), qui s'efforçait de montrer que la déréglementation était un échec. En fait, le tableau révèle que les rendements réels déclinaient avant la déréglementation et que, lorsqu'on les ajuste pour tenir compte de l'évolution des prix réels du carburant, ils ont décliné plus rapidement durant la décennie qui a précédé la déréglementation que durant celle qui l'a suivi.

Ces résultats sont notablement influencés par le fait que l'on a choisi l'année 1978 comme début de la déréglementation. La CAB avait pourtant commencé à autoriser les tarifs promotionnels et à assouplir notablement les limites imposées aux tarifs dès le début de 1977. Si, comme Kahn (1988b), nous considérons que 1976 est l'année où les choses ont véritablement changé, les différences dans le taux de croissance que révèle la dernière colonne du tableau 2 disparaissent à toutes fins pratiques.

De plus, le fait d'ajuster les rendements réels en fonction des prix du carburant constitue une tentative grossière et trompeuse de prendre en compte les effets de l'inflation. Morrison et Winston (1986, chapitre 3), ont suivi une méthode plus acceptable en élaborant un déflateur des tarifs sur la base d'une estimation de la relation entre ces derniers, les coûts des intrants et les caractéristiques de la production.

Tableau 2
INDICES DU RENDEMENT ET DU PRIX DU CARBURANT
(1978=100)

	Rendement réel (revenu par passager-mille)	Prix réels du carburant	Rendement réel ajusté en fonction des prix du carburan
1967	129,2	55,9	143,8
1968	123,5	54,1	138,0
1969	121,7	50,9	137,1
1970	117,3	47,0	133,4
1971	117,7	46,2	134,2
1972	114,3	46,3	130,3
1973	112,3	47,7	127,6
1974	116,2	82,1	120,9
1975	111,0	90,2	113,3
1976	110,1	92,5	111,9
1977	109,3	99,3	109,5
1978	100,0	100,0	100,0
1979	94,2	131,7	88,0
1980	104,9	180,1	90,0
1981	106,9	189,8	90,3
1982	95,9	168,6	84,0
1983	91,9	148,0	83,3
1984	91,8	135,7	84,9
1985	85,4	124,0	80,7
1986	77,5	140,7	79,1
1987	76,5	81,6	78,4
1988	78,4	74,9	81,4
Taux de croissance :			
1967-77	-1,7	5,9	-2,7
1978-88	-2,4	-2,8	-2,0

Source : Dempsey (1990)

Ce déflateur permet aux auteurs d'indiquer ce que les tarifs auraient été en 1983 (leur référence pour la période ayant suivi la déréglementation) si les caractéristiques des opérations aériennes, les prix du combustible et les salaires étaient demeurés au niveau de 1977 (leur année de référence pour la période ayant précédé la déréglementation).

La méthode choisie par Morrison et Winston peut toutefois être elle-même critiquée. Le fait de traiter les salaires comme une variable externe ne tient pas compte de ce que certains considèrent comme un des principaux effets de la déréglementation américaine : l'élimination de la rente de situation

dont profitaient les employés des compagnies aériennes à l'époque de la réglementation. D'un autre côté, Morrison et Winston ont peut-être attribué une trop forte proportion du déclin des tarifs à la déréglementation en n'effectuant pas d'ajustements pour tenir compte de la réduction de coûts résultant de l'introduction de nouveaux aéronefs plus efficaces. Ce dernier facteur a joué un rôle de premier plan qui est à la base du déclin à long terme des rendements réels indiqué au tableau 1. Sawers (1987) a montré que l'introduction de nouveaux aéronefs n'a pas abaissé les coûts de façon notable en 1978 et 1984, ce qui correspond approximativement à la période étudiée par Morrison et Winston (Tableau 1).

Même s'il est difficile d'évaluer précisément l'incidence de la déréglementation sur les tarifs, on s'accorde à reconnaître que les attentes suscitées dans les premières années par la disparité dans les tarifs pratiqués par les transporteurs inter-États, qui étaient réglementés, et les transporteurs opérant à l'intérieur d'un État, qui ne l'étaient pas, ont en général été satisfaites[12]. Les gains en efficacité qui ont suivi la déréglementation ont, dans une large mesure, profité aux consommateurs plutôt qu'aux investisseurs; après la déréglementation, le taux de rendement de l'investissement dans l'industrie des transports aériens est demeuré inférieur à la moitié du taux moyen de l'ensemble des industries américaines. De plus, les consommateurs ont tiré avantage de l'élimination de la formule de calcul des tarifs de la CAB, qui avait tendance à privilégier les tarifs élevés. La mise à jour des calculs effectués sur la base de la formule de détermination du niveau normal des tarifs au sein de l'industrie (Standard Industry Fare Level — SIFL) effectuée par le département américain des Transports révèle qu'au troisième trimestre de 1989, le maintien de la réglementation CAB (appliquée aux coûts encourus par les transporteurs déréglementés) aurait, en moyenne, occasionné une augmentation de 8 pour cent des tarifs[13].

5. La qualité du service

Sachant que la réglementation des tarifs engendrait un gaspillage de ressources causé par la concurrence dans le service, on s'attendait à ce que la déréglementation se traduise par un abaissement de la qualité moyenne du service — assorti toutefois de l'offre d'un ensemble prix-service mieux adapté aux préférences des consommateurs. Cela s'est produit dans une certaine mesure. Les compagnies aériennes ont réagi aux demandes émanant

du marché en réduisant la largeur des sièges et en supprimant divers agréments fournis durant les vols, par exemple, en échange d'une réduction des tarifs. On a également assisté à une forte croissance du créneau des tarifs promotionnels (de 48 pour cent en 1979 à 91 pour cent en 1988) alors que ceux-ci, du fait des diverses restrictions qui les caractérisent, représentent une qualité de service quelque peu inférieure à celle à laquelle donnent droit les tarifs de la classe économique. Mais l'incidence d'ensemble de a déréglementation sur la qualité des services est relativement différente de ce que l'on avait prévu, dans une large mesure à cause des conséquences de l'adoption de réseaux aériens en étoile.

La nature même des réseaux aériens en étoile suppose une correspondance supplémentaire et augmente donc le temps de déplacement de certains passagers. Cela est cependant plus que compensé par les avantages qu'offre ce type de réseaux à l'exploitation : davantage de services au sein d'une même compagnie (plutôt que des services inter-compagnies où les passagers doivent changer aussi bien de transporteur que d'avion pour arriver à destination) et des vols plus fréquents pour la plupart des destinations. Ce dernier point constitue une évolution particulièrement importante. Les compagnies aériennes ont grandement amélioré le service offert sur les lignes peu fréquentées en accroissant la fréquence des vols au moyen d'aéronefs plus petits entre les aéroports principaux et secondaires. Le Secretary's Task Force (1990b) indique que la plupart des aéroports secondaires proposent maintenant au moins trois vols par jour à destination d'un noeud aérien donnant accès à la plupart des grandes villes du pays. Dans le système linéaire qui existait auparavant, seuls un ou deux vols reliaient les petites villes à des destinations données, et cela avec au moins une escale généralement[14].

Morrison et Winston ont constaté que les personnes qui se déplacent pour affaires, c'est-à-dire les gens qui accordent beaucoup d'importance au fait de trouver des vols décollant à l'heure qu'ils souhaitent, ont été les principaux bénéficiaires de l'accroissement de la fréquence des vols. En fait, c'est là un des principaux facteurs des gains annuels de près de six milliards de dollars identifiés dans cette étude en termes d'avantages pour le consommateur.

Les estimations de Morrison et Winston ne mentionnent pas ce que bien des voyageurs considèrent être deux des caractéristiques les plus importantes et les plus pénibles de l'évolution récente des transports aériens : la forte

augmentation de la congestion et celle des retards dans les grands aéroports américains. Ces problèmes tiennent à l'accroissement de la concentration du trafic dans les aéroports qui servent de plaque tournante mais, surtout, à la croissance récente des transports aériens, qui tient à la déréglementation mais aussi à d'autres facteurs comme la santé de l'économie américaine. La plupart des économistes seraient cependant d'accord avec Kahn (1988a, p. 321) lorsqu'il soutient que la congestion dans les aéroports n'est pas un coût nécessaire et intrinsèque de la déréglementation. Elle découle plutôt du fait que les services gouvernementaux n'ont pas réussi «à accroître la capacité des aéroports et des services de contrôle de la circulation aérienne et à faire payer ces services rares à leur coût d'opportunité marginal». Dans une étude plus récente de la Brookings Institution, Morrison et Winston (1989) ont estimé à au moins 11 milliards de dollars par an les avantages potentiels nets qu'il y aurait à combiner des droits d'atterrissage économiquement plus sensés avec des investissements optimaux dans la capacité des pistes.

6. La desserte des petites localités

La crainte que les transporteurs profitent de la liberté d'offrir ou non un service que leur offrait la déréglementation pour abandonner la desserte des destinations peu fréquentées s'est avérée être sans fondement. Les constatations du Secretary's Task Force (dont il a déjà été question) étayent les conclusions d'une étude antérieure (1985) réalisée par le General Accounting Office (GAO) qui a déterminé qu'entre octobre 1977 et octobre 1984, les départs hebdomadaires ont augmenté de 31,3 pour cent dans les petits noeuds aériens et de 20 pour cent dans les aéroports secondaires. De plus, étant donné la nature des réseaux aériens en étoile, chacun de ces départs offrait des correspondances avec l'ensemble des villes du pays, une amélioration majeure par rapport à ce qui était le cas dans le cadre du système précédent.

Tout en bénéficiant des avantages intrinsèques à l'adoption des réseaux en étoile et au remplacement des gros porteurs par des aéronefs plus petits pouvant desservir de façon économique ces marchés plus restreints, les petites localités ont vu leur desserte aérienne protégée par des clauses précises de la Loi sur la déréglementation (*Airline Deregulation Act*). L'article 419 de cette loi, baptisé Programme des services aériens essentiels (Essential Air

Service Program — EAP), garantit la desserte des endroits homologués et donc protégés dans le cadre de la loi précédente ainsi que de certains points ayant perdu leur homologation au cours des dix dernières années. Au 1er février 1986, la CAB, qui gère le programme, fournissait chaque année 24,1 millions de dollars de subventions pour préserver la desserte de 105 destinations. Le EAP constituait une amélioration notable par rapport au programme précédent, qui avait fortuitement encouragé l'utilisation d'aéronefs mal adaptés et la réduction de la qualité du service[15]. Son coût était également moindre : Meyer et Oster (1984) ont calculé que le EAP a permis des économies de l'ordre de 30 pour cent par rapport aux subventions par passager offertes en vertu du programme précédent.

Le EAP n'a pas empêché les transporteurs de supprimer la desserte des aéroports non homologués. Le GAO (1985) a indiqué que 114 localités avaient perdu tout service régulier entre octobre 1978 et octobre 1984. Il s'agit toutefois là du maintien d'une tendance amorcée bien avant la déréglementation. Morrison et Winston (1986) se sont efforcés d'isoler l'incidence de la déréglementation des répercussions d'autres facteurs, comme la croissance du PIB ainsi que l'évolution des prix du carburant et des taux d'intérêt, qui affectent le nombre d'endroits desservis par un réseau de services aériens réguliers. Leur constatation du fait que c'est la conjoncture économique plutôt que la déréglementation qui a entraîné la disparition observée de la desserte de certaines petites localités étaye la conclusion que, dans l'ensemble, la déréglementation a eu un effet hautement bénéfique pour les voyageurs dans les marchés de faible densité.

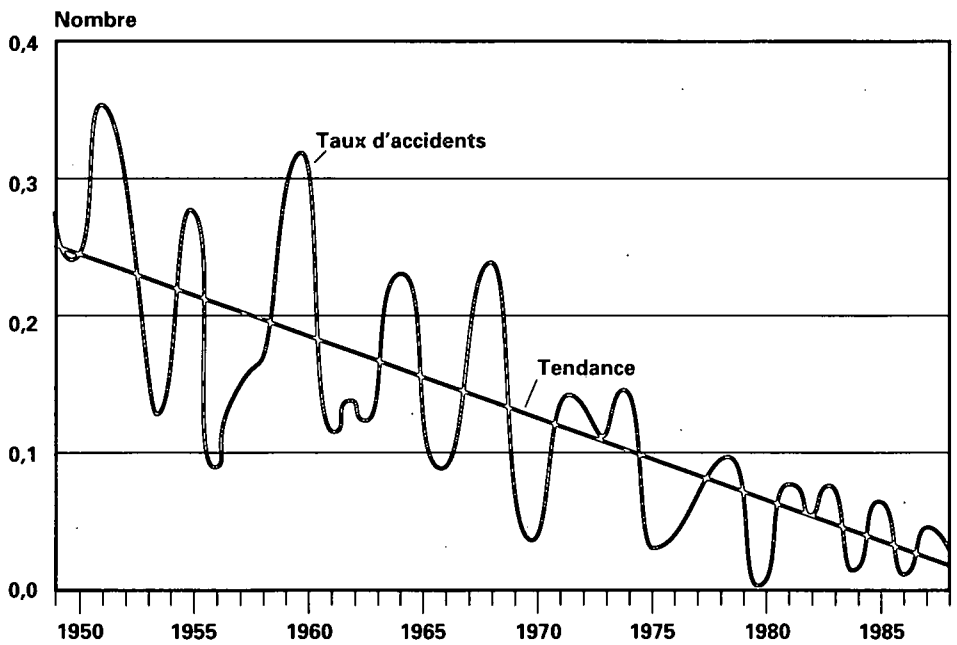
7. La sécurité aérienne

Dans un marché parfait, les transporteurs traiteront la sécurité tout comme les autres aspects de la qualité du service et feront un investissement optimal reflétant le degré auquel les passagers sont prêts à payer pour accroître les précautions prises. Morrison et Winston (1989) ont montré que les voyageurs attachent une importance notable aux antécédents d'un transporteur en matière de sécurité. Mais, même si le marché incite les transporteurs à assurer la sécurité de leur exploitation, la structure des stimulants ne sera pas optimale parce que les consommateurs n'ont pas accès à des informations suffisantes. On peut concevoir que les coûts de cette carence du marché aillent en s'accroissant du fait de la déréglementation là où les transporteurs sont fortement incités à acquérir un avantage sur la concurrence.

De façon empirique, il est très difficile de déterminer si cela a été le cas. Le taux d'accidents des compagnies aériennes — c'est-à-dire le taux d'accidents mortels pour 100 000 départs — n'a cessé de baisser aux États-Unis du fait de divers progrès technologiques et des améliorations apportées à la formation (Figure 4). Pour déterminer si le déclin survenu dans les dernières années aurait été supérieur si la déréglementation n'avait pas eu lieu, il est nécessaire de calculer tous les autres facteurs qui peuvent influer sur les taux d'accidents, mais certains d'entre eux sont extrêmement difficiles à identifier et à quantifier.

Les études sur les causes des accidents aériens ne donnent pas à penser que la déréglementation ait joué un rôle notable sur ce plan. Oster et Zorn (1987), par exemple, ont constaté que les taux d'accidents dus à une défaillance matérielle étaient inférieurs dans la période qui a suivi la déréglementation, ce qui révèle que les habitudes d'entretien n'ont pas été relâchées.

Figure 4
ACCIDENTS MORTELS PAR TRANCHES DE 100 000 DÉPARTS, TRANSPORTEURS AÉRIENS AMÉRICAINS HOMOLOGUÉS 1949-1988



Source : Morrison et Winston (1989)

Ils ont également découvert que la croissance des réseaux en étoile n'a pas débouché sur une recrudescence des accidents dus au contrôle de la circulation aérienne. Kanafani et Keeler (1987) ont déterminé que les craintes liées aux pratiques des nouvelles compagnies en matière de sécurité n'étaient pas fondées; sur ce plan, les résultats d'ensemble de ces dernières n'étaient pas pires que ceux des transporteurs établis.

Les détracteurs de la déréglementation avancent que les données sur les accidents ne reflètent pas véritablement la situation. Dempsey (1990) a relevé un certain nombre d'indicateurs potentiellement inquiétants et notamment le vieillissement du parc aérien, la réduction des sommes consacrées à l'entretien en proportion de l'ensemble des dépenses d'exploitation et la diminution du niveau moyen d'expérience des pilotes. Il a mentionné l'existence d'une enquête réalisée auprès de ceux-ci où l'on indiquait que 97 pour cent d'entre eux se disaient d'accord avec l'opinion voulant que la déréglementation ait eu une incidence défavorable sur la sécurité.

Même si la plupart des économistes conviennent qu'il est nécessaire de poursuivre les études dans ce domaine afin de mieux le comprendre, aucun d'eux ne considère que les craintes exprimées au sujet de la sécurité constituent une condamnation de la déréglementation des tarifs et des conditions d'accès au marché. La *Airline Deregulation Act of 1978* n'a pas réduit l'autorité qu'exerce l'Agence fédérale de l'aviation (Federal Aviation Administration — FAA) sur la sécurité dans les transports aériens. Dans la mesure où les informations recueillies à ce sujet suscitent des préoccupations, celles-ci ne concernent pas les mérites de la déréglementation mais plutôt la qualité de l'administration et de l'application des règlements par la FAA. Même des chercheurs comme Morrison et Winston (1989), qui considèrent que la déréglementation n'a pas affecté la sécurité à long terme, ont estimé qu'il y avait largement place pour une amélioration des dispositions institutionnelles qui ferait que le gouvernement serait mieux à même de gérer et de promouvoir la sécurité dans les airs.

8. La concurrence et la structure de l'industrie

L'existence d'un mécanisme de concurrence efficace joue un rôle crucial du point de vue des conséquences à long terme de la déréglementation. C'est la concurrence qui produit les forces qui incitent les compagnies à accroître

leur efficacité et à répercuter les gains qui en résultent sur les consommateurs. À ce point de vue, il est utile d'examiner les problèmes en jeu en répondant à trois questions fondamentales :

- Que s'est-il produit?
- Quelles sont les conséquences des modifications structurelles qui ont été apportées?
- Dans quelle mesure ces modifications sont-elles le reflet de la technologie de production sous-jacente plutôt que de l'influence des politiques gouvernementales?

QUE S'EST-IL PRODUIT?

On peut se faire une idée de ce qui s'est produit en étudiant les fusions et les acquisitions survenues récemment, un phénomène qui a fortement augmenté le degré de concentration de l'industrie. Entre 1978 et 1984, celle-ci a pris de l'expansion puis est passée par une période de concentration (Figure 5) qui a fait qu'en 1989, les huit plus grandes compagnies aériennes ont accaparé 92 pour cent des passagers-mille payants de l'industrie.

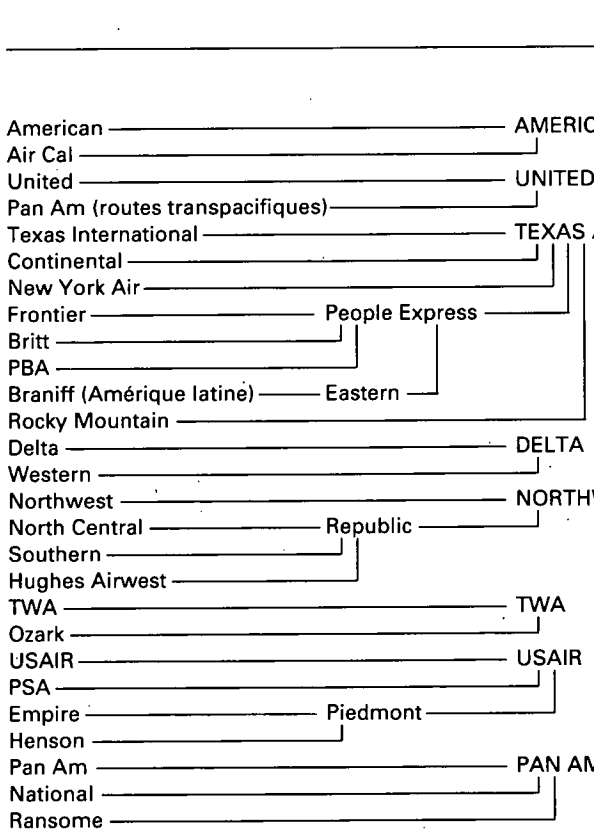
La restructuration de l'organisation des compagnies et de leurs lignes a également renforcé la concentration dans les aéroports de grande et moyenne importance qui servent de plaque tournante[16]. La figure 6 montre la concentration survenue dans nombre des principaux aéroports américains entre 1979 et 1988. Dans six aéroports importants servant de plaque tournante, un seul transporteur accapare au moins 75 pour cent de tous les embarquements. Cette concentration est en partie une conséquence logique des pressions qui, à l'intérieur des réseau aériens en étoile, poussent les transporteurs à parvenir à mieux maîtriser le trafic à l'arrivée et au départ de leurs plaques tournantes.

On arrive à une perspective différente et plus encourageante en étudiant le cas des lignes mêmes, qui passent généralement pour constituer un meilleur indicateur de ce qui se produit. Dans ce cas, la concurrence s'est accrue. La situation, telle que la décrivent la figure 7 et le Secretary's Task Force (1990, p. 27) est la suivante :

Qu'on la mesure en termes de volume du trafic passagers (tel qu'indiqué), en passagers-mille payants ou en nombre de marchés des déplacements, la concurrence s'est accrue de 1979 à 1988 entre les marchés des paires de villes. En 1988, plus de 55 pour cent des passagers des marchés des paires de villes étaient desservis par au moins trois transporteurs, contre 28 pour cent en 1979.

Figure 5

PRINCIPAUX REGROUPEMENTS, FUSIONS ET ACQUISITIONS DE TRANSPORTEURS AÉRIENS SURVENUS DEPUIS LA PROMULGATION DE LA AIRLINE DEREGULATION ACT OF 1978



	Part du marché		
	1987	1988	1989
AMERICAN	13,8	15,2	16,6
UNITED	16,9	16,4	16,2
TEXAS AIR	19,0	19,3	15,9
DELTA	12,2	12,0	13,3
NORTHWEST	10,3	8,9	9,6
TWA	8,2	7,4	7,2
USAIR	7,1	7,2	7,2
PAN AM	6,3	7,1	5,9

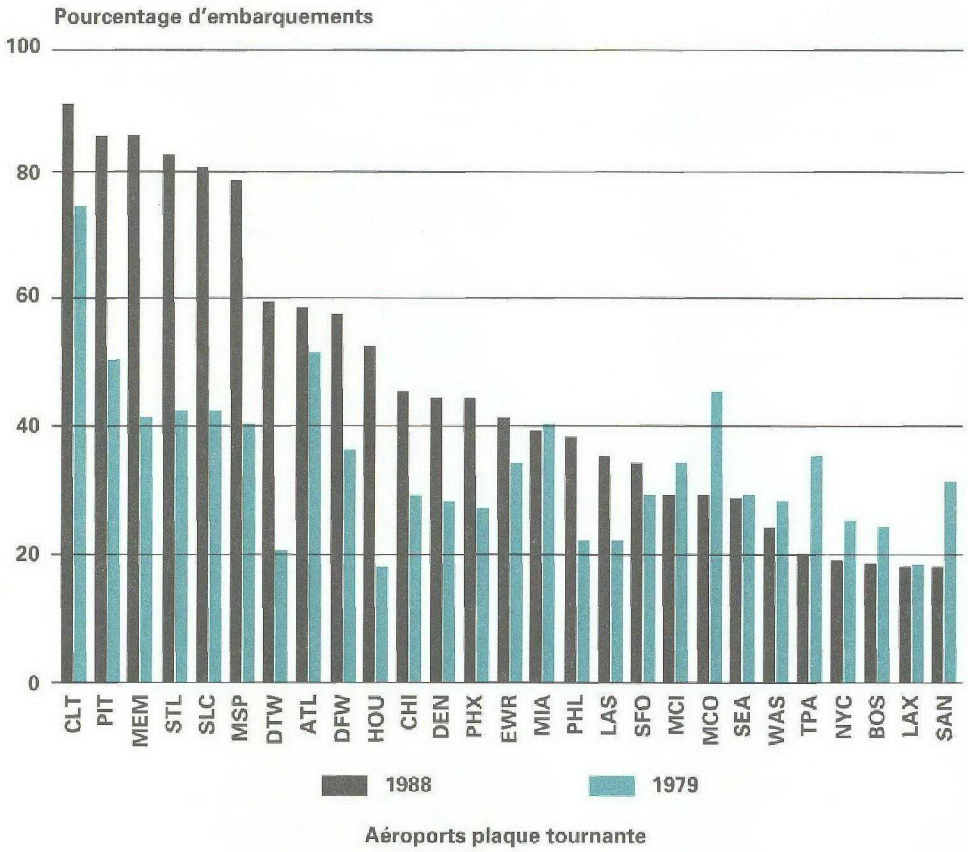
Source : Dempsey (1990)

Nota : Depuis 1989, la concentration s'est encore accrue au sein de l'industrie. Parmi les événements récents les plus importants, citons la disparition de Braniff et d'Eastern et le fait que Pan Am et Continental sont exploitées sous la protection des lois américaines sur la faillite.

Figure 6

PARTS DU MARCHÉ DES TRANSPORTEURS DOMINANTS DANS LES PRINCIPAUX AÉROPORTS SERVANT DE PLAQUE TOURNANTE

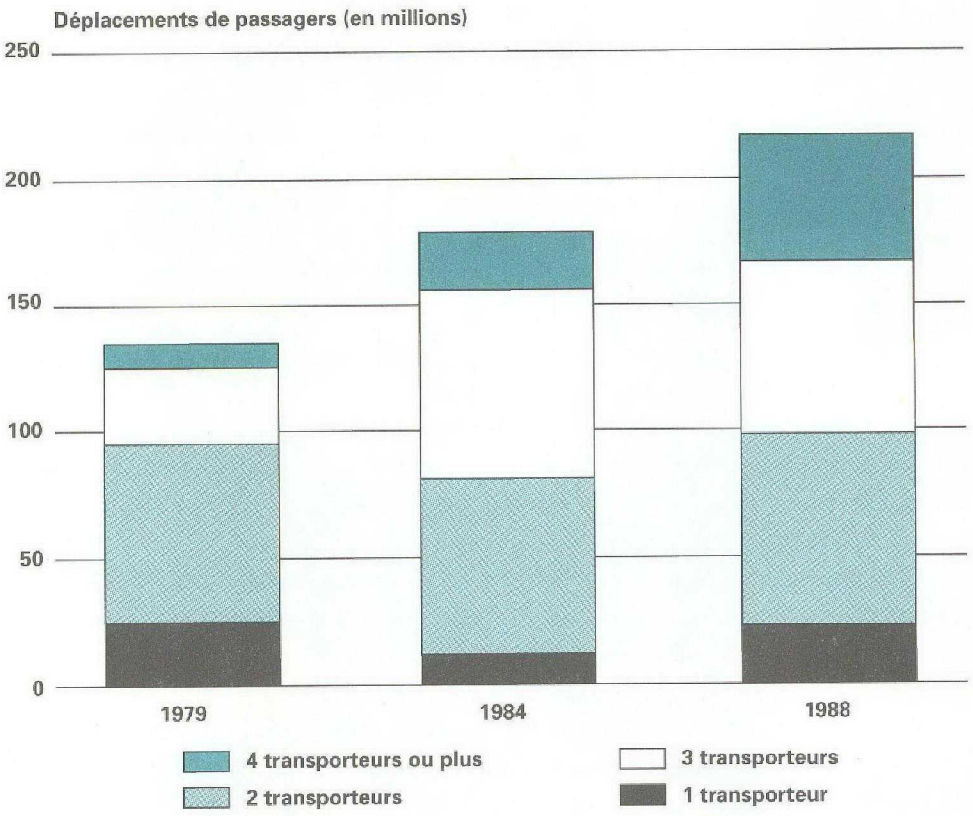
SUR LA BASE DES EMBARQUEMENTS ET DES CLASSEMENTS DES AÉROPORTS PLAQUE TOURNANTE ÉTABLIS EN 1989 PAR LA FAA



Source : Secretary's Task Force on Competition in the U.S. Domestic Airline Industry (1990b) (Groupe d'étude du Secrétaire sur la concurrence au sein de l'industrie américaine des transports aériens (1990b))

Sur les 1000 principaux marchés de passagers des Etats-Unis, 72 pour cent étaient moins concentrés en 1988 qu'en 1979. Cet accroissement de la concurrence sur les lignes peut être concilié avec l'augmentation du degré de concentration de l'industrie au palier national par le fait que les principaux transporteurs ont largement étendu leurs réseaux dans les dix années qui ont suivi la déréglementation. En d'autres termes, même s'il existe maintenant moins de transporteurs, chacun d'eux est présent sur un beaucoup plus grand nombre de marchés.

Figure 7
DÉPLACEMENTS DE PASSAGERS SUR LA BASE DES CARACTÉRISTIQUES CONCURRENTIELLES



Source : Secretary's Task Force on Competition in the U.S. Domestic Airline Industry (1990b) (Groupe d'étude du Secrétaire sur la concurrence au sein de l'industrie américaine des transports aériens (1990b))

Les dix principaux transporteurs et leurs partenaires régionaux ont desservi 1 361 points en 1988 par rapport à seulement 531 en 1979[17].

La principale exception à cette tendance positive dans la structure des marchés de paires de villes est la réduction du degré de concurrence sur les trajets court-courriers (moins de 1 000 milles) à destination ou en provenance d'un aéroport plaque tournante. Les transporteurs qui n'ont pas instauré de réseau en étoile ont cessé de s'occuper de ces marchés et la concurrence y est donc pour l'essentiel limitée aux transporteurs qui disposent d'une plaque tournante à l'une des deux extrémités de la ligne. Il est cependant

important d'établir une distinction entre le trafic «local», dont le mouvement s'effectue entre un aéroport plaque tournante et une ville dont l'aéroport est le terminus d'une des branches de l'étoile, et le trafic en transit pour lequel la plaque tournante ne représente probablement que l'une des escales possibles avant la fin de la ligne[18]. La question de la concentration ne concerne donc que le trafic local, la plupart des mouvements entre les centres les plus petits et les aéroports principaux étant le fait du trafic en transit.

QUELLES SONT LES CONSÉQUENCES DE CES MODIFICATIONS STRUCTURELLES?

Plusieurs études ont examiné la relation qui existe entre la structure du marché et les tarifs aériens. Les résultats de ces études indiquent que les tarifs baissent lorsque le nombre de concurrents sur une ligne s'accroît et que l'arrivée d'un transporteur supplémentaire a d'autant plus d'incidence sur un marché qu'il y avait moins de concurrence sur celui-ci. Par exemple, Morrison et Winston (1989) ont constaté que la disparition d'un concurrent sur une ligne entraînait une hausse des tarifs de 2 à 32 pour cent, l'extrémité supérieure de la fourchette correspondant aux situations où il ne reste plus qu'un transporteur pour desservir un marché. Pour la distance moyenne de leur échantillon de 112 lignes, le tarif aller-retour a augmenté de 89 $ lorsqu'il ne reste plus qu'une compagnie là où il y en avait deux, cette augmentation étant de seulement 6 $ lorsqu'il reste au moins deux transporteurs après le retrait d'une compagnie. Ces résultats sont similaires aux constatations de Hurdle et al. (1987).

L'incidence de la concentration du marché sur les tarifs tend à être plus prononcée lorsqu'il existe des obstacles à l'entrée d'un nouveau concurrent. Un obstacle potentiel est l'existence d'un aéroport plaque tournante au point d'origine ou de destination d'une ligne. Levine (1987, p. 412) a commenté ce problème :

> Dans un aéroport principal «fort» où une ou deux compagnies aériennes ont installé des points de correspondance qui sont à l'origine d'une forte proportion des départs, tout nouveau service semble d'ordinaire être limité au transport à destination ou en provenance d'aéroports principaux forts d'autres compagnies aériennes. Les compagnies qui offrent le nouveau service ne semblent pas offrir de concurrence sur les segments qui relient l'aéroport principal d'une compagnie aérienne

à des villes où ne se trouvent que des aéroports secondaires. Il arrive parfois que l'on tente d'implanter un noeud aérien concurrent sur l'aéroport qui sert de plaque tournante à une autre compagnie aérienne ou qu'une lutte s'instaure entre plusieurs compagnies aériennes qui s'efforcent de créer une plaque tournante là où il n'en existait pas auparavant. Mais de telles luttes sont généralement traitées par les participants et les observateurs comme des batailles pour la survie de seulement un ou deux transporteurs, et l'on s'attend à ce que les derniers tirent profit de la plaque tournante une fois que le calme est revenu et que les morts et les blessés ont été emportés.

Hurdle et al. (1989), Morrison et Winston (1989) ainsi que Borenstein (1989) ont tous constaté que les répercussions d'une fusion réduisant le nombre de compagnies aériennes sur une ligne sont plus graves lorsque le point d'origine ou de destination est une plaque tournante[19]. Selon l'étude de Morrison et Winston, la disparition d'un concurrent entraîne une augmentation des tarifs pouvant atteindre 55 pour cent lorsque l'on tient compte des effets de l'existence d'un noeud aérien. Borenstein (1989) a découvert qu'un transporteur qui bénéficie d'une position dominante sur un aéroport impose des tarifs plus élevés qu'il ne le fait ailleurs, même si ses coûts par passager sont en général inférieurs. Il a également observé que les transporteurs dominants sont en mesure de réclamer des tarifs plus élevés que leurs concurrents, c'est-à-dire qu'il n'existe pas d'effet «parapluie» dont pourraient bénéficier des transporteurs de moindre envergure.

Les éléments d'information sur les prix dont on dispose révèlent que les marchés américains du transport aérien ne sont pas parfaitement ouverts[20]. Dans l'hypothèse où ces marchés le seraient, la menace de l'arrivée d'une nouvelle compagnie devrait suffire à maintenir les tarifs à des niveaux concurrentiels; de forts niveaux de concentration du marché ne devraient pas entraîner une augmentation des tarifs. L'ouverture des marchés dépend de la facilité avec laquelle une compagnie peut s'implanter ou se retirer mais il existe un certain nombre d'obstacles à l'implantation sur les marchés américains du transport aérien. Il s'agit notamment de la réputation du transporteur (y compris ses antécédents en matière de sécurité), des réseaux en étoile, des systèmes de réservation informatisés, des programmes pour grands voyageurs, des programmes de surprime des agents de voyages ainsi que du manque de portes et de créneaux (autorisations d'atterrir et de décoller dépendant de l'importance du trafic) dans les aéroports. Nombre

de ces facteurs s'amplifient mutuellement. Par exemple, dans un grand noeud aérien, la compagnie qui a la haute main sur le réseau convergent et qui dessert une gamme complète de destinations dispose d'un avantage important[21]. Cet avantage est renforcé par les programmes pour grands voyageurs, qui engendrent chez les passagers une forte loyauté à l'égard d'une compagnie, ainsi que par les programmes de surprime pour les agents de voyages, qui accroissent les commissions que peuvent percevoir ceux qui placent une certaine proportion des billets qu'ils vendent chez une compagnie aérienne donnée.

Même si les marchés du transport aérien ne satisfont pas aux critères d'une parfaite ouverture, cela ne signifie pas que la menace concurrentielle posée par les compagnies qui pourraient s'y implanter est sans conséquence. L'examen le plus détaillé de cette question, effectué par Hurdle et al. (1989), révèle que la concurrence potentielle (par opposition à la concurrence effective) est un facteur notable sur *certains* marchés. Les paires de villes pertinentes sont celles qui sont séparées par de courtes distances (c'est-à-dire moins de 800 milles) ainsi que celles où la faible densité du trafic passager ou le fait que la paire alimente principalement un noeud aérien faisant partie d'un réseau en étoile bien développé ne constituent pas des obstacles à l'arrivée d'une nouvelle compagnie. En fait, les marchés où l'entrée potentielle de nouveaux concurrents est freinée par des économies d'échelle (faible densité du trafic)[22] ou de gamme (du fait de l'existence d'un réseau en étoile) ne forment qu'une petite proportion des mouvements de passagers aux États-Unis. Le Secretary's Task Force (1990) a confirmé les résultats d'autres études en ce qui concerne les tarifs élevés pratiqués sur les trajets court-courrier (définis dans ce cas comme des trajets de moins de 1 000 milles) dont le point d'origine ou de destination est l'un des aéroports plaque tournante du pays où la concentration est la plus forte[23], mais il a constaté que les marchés pertinents ne représentaient qu'un peu plus de 4 pour cent des passagers-mille payants aux États-Unis.

Il n'en demeure pas moins que le nombre de passagers touchés par la combinaison d'une forte concentration et d'obstacles importants à l'arrivée sur le marché d'une nouvelle compagnie est notable. On craint de plus qu'une poursuite du regroupement des compagnies aériennes et de la restructuration des lignes puisse entraîner une croissance substantielle du nombre de marchés de paires de villes où la concurrence est faible ou inexistante. Ces craintes doivent être vues dans le contexte de la constatation générale

favorable du fait que la concurrence a augmenté depuis la déréglementation pour la plupart des marchés de paires de villes.

De plus, il faut accorder une certaine attention à la possibilité qu'un petit nombre de grandes compagnies aériennes américaines s'engagent dans des pratiques collusoires. La collusion à l'échelle du pays ne pourrait cependant réussir que s'il existe des obstacles substantiels à l'arrivée de nouveaux concurrents sur l'ensemble des marchés des paires de villes ou si cette arrivée n'est une réussite qu'à grande échelle[24]. Le gouvernement américain enquête actuellement sur des allégations de collusion entre les compagnies aériennes par l'intermédiaire du système de réservation informatisé. Certains faits donnent en effet à penser que les compagnies aériennes se servent de ce système pour signaler leur intention d'augmenter des tarifs, augmentations qui peuvent ensuite être abandonnées si les autres transporteurs ne suivent pas le mouvement.

L'ÉVOLUTION STRUCTURELLE ET LA POLITIQUE GOUVERNEMENTALE

Il est largement admis que les avantages de la déréglementation des transports aériens aux États-Unis n'ont pas donné tout leur potentiel à cause des carences qui caractérisent divers autres aspects (non réglementaires) des politiques étatiques. Il est cependant extrêmement difficile de déterminer dans quelle mesure de meilleures politiques et une meilleure gestion de la transition vers la déréglementation auraient pu améliorer les conditions concurrentielles.

Contrairement à ce que l'on pensait, la taille d'un transporteur lui confère effectivement un avantage. Même si la force des principales compagnies aériennes résulte en partie des coûts irrécupérables et des contrats à long terme qui leur donnent une grande influence sur les installations aéroportuaires stratégiques, elle tient aussi à leur capacité d'exploiter un réseau complexe et à maintenir de fortes fréquences de vol. On peut considérer que ces derniers aspects découlent en partie de certains avantages fournis par l'échelle de l'exploitation[25]. Les plus grandes entreprises sont en mesure d'exploiter un réseau en étoile efficace. Elles peuvent plus facilement financer les investissements massifs que suppose le recours à des moyens technologiques qui leur permettent d'optimiser les tarifs. Elles sont mieux placées pour susciter la loyauté de la clientèle grâce à des programmes pour grands voyageurs et pour mettre en place des stimulants qui influent

sur les recommandations des agents de voyages. De plus, seuls les grands transporteurs parviennent à profiter des avantages que procure la possession de systèmes de réservation informatisés. Bailey et Williams (1988) ont relevé que les systèmes Sabre de American et Apollo de United dominent les agences de voyages dans les aéroports plaque tournante qui sont desservis par ces transporteurs[26]. Malgré les efforts déployés pour éliminer le «favoritisme» qu'entraîne la manière dont les vols sont énumérés, les agents de voyages continuent d'avoir tendance à accorder leur préférence aux transporteurs qui sont propriétaires du système de réservation[27].

Ce fait soulève un problème de politiques gouvernementales dans la mesure où ces facteurs ne sont pas simplement des sources d'influence sur le marché; ils sont aussi à l'origine d'avantages économiques tangibles. Nous avons déjà étudié les économies de gamme qui sont liées à l'établissement d'un réseau en étoile. Levine (1987) a également estimé qu'un tel réseau permet de réaliser des économies dans les coûts de recherche de clientèle. Les grands réseaux réduisent notamment les coûts auxquels il faut faire face pour acquérir une réputation et diffuser de l'information sur les services offerts, «un élément subtil et difficile à accumuler et à assimiler pour les particuliers». Bailey et Williams (1988, p. 189) avancent que la propriété d'un système de réservation informatisé peut également être une source de gains en efficacité : «Les transporteurs qui disposent de tels systèmes peuvent occuper davantage de sièges en faisant correspondre plus efficacement les préférences de la clientèle avec les tarifs promotionnels disponibles et peuvent aussi mieux planifier l'utilisation de leur capacité, ce qui se traduit par de meilleurs coefficients d'occupation.» Il est soutenu de façon similaire que les programmes pour grands voyageurs augmentent l'efficacité des compagnies aériennes. En canalisant de façon adéquate les avantages offerts aux participants à de tels programmes, les compagnies aériennes parviennent à occuper des sièges qui resteraient vides autrement.

La politique aéroportuaire est un domaine où la nécessité d'une réforme est manifeste. Les gouvernements sont en mesure de répartir beaucoup plus efficacement les rares ressources des principaux aéroports commerciaux. À l'heure actuelle, l'accès aux aéroports les plus fréquentés est rationné par l'intermédiaire de l'attribution des droits d'atterrissage ou «créneaux»[28]. Même s'il est possible d'acheter de tels créneaux, il peut être très difficile pour un nouveau transporteur d'acquérir les droits qui lui permettent d'accéder à un aéroport surexploité. L'accès au marché est également

compliqué par l'insuffisance d'installations au sol comme les portes et les comptoirs d'enregistrement dans les grands aéroports qui servent de plaque tournante. Comme l'ont fait remarquer Morrison et Winston (1989), Kahn (1988) et d'autres, une partie de la solution réside dans le remplacement des droits d'atterrissage actuels par des droits reflétant les coûts d'opportunité marginaux et tenant donc pleinement compte de la contribution d'un aéronef à la congestion durant les périodes de pointe. Les administrations aéroportuaires pourraient également s'efforcer de racheter les portes sous-utilisées et de mettre un terme aux accords qu'ils ont conclu avec les transporteurs lorsque ces accords restreignent leur capacité à donner de l'expansion aux installations du côté ville de l'aéroport[29].

Il est par ailleurs possible de tirer des avantages substantiels d'une expansion efficace de la capacité aéroportuaire. Il faut pour cela que les autorités locales portent cette capacité au point où les coûts supplémentaires ainsi engendrés équivalent aux avantages retirés en termes de réduction des retards et de la congestion. Toutefois, comme l'a relevé le Congressional Budget Office (1988), nombre de grands aéroports n'ont pas l'espace nécessaire à l'aménagement de nouvelles pistes et les restrictions qu'imposent les procédures d'atténuation du bruit ainsi que les règlements d'utilisation des terres constituent un obstacle majeur à l'expansion des aéroports.

Les pratiques commerciales des compagnies aériennes ont fait l'objet d'un certain nombre d'enquêtes. Les programmes pour grands voyageurs, les systèmes de réservation informatisés et les programmes de surprime aux agents de voyages constituent un frein à la concurrence. Ils peuvent également déboucher sur de graves problèmes agents-employeurs; les programmes pour grands voyageurs ouvrent la possibilité que les intérêts des personnes qui voyagent pour affaires et ceux de leur employeur divergent alors que les programmes de surprime, qui mettent en jeu l'intérêt personnel des agents de voyages, peuvent avoir des répercussions négatives pour les clients de l'agence. Toutefois, puisque ces mécanismes de mise en marché semblent également, depuis qu'ils ont été institués, avoir certains effets bénéfiques, la réaction qu'il convient d'avoir sur le plan des politiques est loin d'être claire. Récemment, la propriété de trois des cinq systèmes de réservation informatisés en place au sein de l'industrie s'est diversifiée. Ceci apaise dans une certaine mesure la crainte que ces systèmes ne soient utilisés pour restreindre la concurrence.

Pour ceux qui considèrent qu'un fort niveau de concentration des compagnies aériennes constitue la conséquence de l'échec des politiques gouvernementales, l'un des aspects les plus notables de cet échec a été l'incapacité du département américain des Transports à freiner la vague de fusionnement survenue entre 1984 et 1987. Le Congressional Budget Office (1988) a estimé contestables les décisions du département américain des Transports (qui a considéré à tort que les marchés du transport aérien étaient parfaitement ouverts), précisant néanmoins que ces décisions «n'ont pas joué un grand rôle dans le regroupement de l'industrie». D'un autre côté, Morrison et Winston ont analysé six fusions approuvées entre 1986 et 1987 et ont constaté que toutes ont débouché sur une réduction de la concurrence et une augmentation notable des tarifs. C'est uniquement lorsqu'ils ont pris en compte les avantages non tarifaires des fusions, et notamment le fait que celles-ci ont contribué à accroître la valeur des avantages offerts par les programmes pour grands voyageurs, que certaines d'entre elles ont paru dans l'ensemble positives. Toutefois, comme Morrison et Winston l'ont eux-mêmes reconnu, il est difficile d'évaluer les avantages des programmes pour grands voyageurs. Les auteurs ont interprété les résultats auxquels ils ont abouti moins comme une base de critique des décisions antérieures au sujet des fusions que comme une indication des limites des politiques sur les fusions en ce qui concerne leur capacité à tenir compte du coût d'opportunité à long terme du regroupement des réseaux.

CONCLUSION

On considère généralement que la déréglementation des transports aériens aux États-Unis a été un succès. Les modifications que les forces du marché ont suscitées dans la répartition des lignes et les structures organisationnelles ont débouché sur des améliorations majeures de l'efficacité. Le gaspillage résultant de la concurrence sur le service a été éliminé et le rapport qualité-prix des produits proposés par les transporteurs américains reflète maintenant de plus près les coûts ainsi que les préférences des voyageurs. Certains des aspects contestables de la répartition des profits qui caractérisait les conditions précédentes d'exploitation ont également été éliminés; les employés des compagnies aériennes, notamment, ne jouissent plus d'une rente de situation caractérisée par des salaires élevés et des règles de travail inefficaces. La déréglementation n'a pas réduit la desserte des petites localités et n'a pas non plus affecté la tendance à long terme à une amélioration de la sécurité au sein des compagnies aériennes.

Cette évolution positive n'a été que partiellement compensée par l'apparition de certaines tendances structurelles défavorables. Même s'il y a eu, depuis la déréglementation, accroissement du nombre des compagnies se faisant concurrence sur la plupart des marchés de paires de villes, l'industrie des transports aériens dans son ensemble est devenue relativement concentrée. De plus, l'hypothèse voulant que les marchés du transport aérien s'ouvrent complètement une fois qu'ils seraient déréglementés et que la menace de l'entrée de concurrents supplémentaires limite la possibilité qu'une compagnie exerce une emprise sur le marché s'est avérée incorrecte. Les tarifs aériens sont plus élevés là où les lignes sont fortement concentrées ou à partir des aéroports où un ou deux transporteurs jouit d'une position dominante. Tout comme les craintes concernant la main-mise des transporteurs sur des marchés donnés, le degré élevé de concentration de l'industrie et l'utilisation qui est actuellement faite des systèmes de réservation informatisés sont perçus par certains comme ouvrant des possibilités de collusion au palier national.

L'avantage concurrentiel des grands transporteurs est en partie la conséquence normale des efforts qu'ils ont déployés pour instaurer un réseau efficace et se tailler une réputation de fiabilité dans le service aérien. Il procède aussi de certaines de leurs méthodes de mise en marché comme les programmes pour grands voyageurs, les systèmes de réservation informatisés et les programmes de surprime pour les agents de voyages. Il résulte également d'obstacles à l'intégration dans le marché suscités par le manque de créneaux et la surutilisation des installations au sol sur quelques aéroports. Dans une certaine mesure, tout cela reflète certaines faiblesses de la politique américaine. Comme l'a elle-même reconnu Elizabeth Bailey (1989, p. 113), qui travaillait auparavant pour la CAB, «la Civil Aeronautics Board n'est pas parvenue à voir que la politique relative à l'aviation civile devait constituer un système complet d'éléments interdépendants. Elle a effectué une analyse d'équilibre partielle, déréglementant dans le domaine des tarifs et des lignes qui étaient de son ressort sans résoudre pleinement des questions de politique comme la capacité des aéroports et des services de contrôle de la circulation aérienne.»

Simultanément toutefois, certaines de ces questions obligent à de très difficiles compromis entre un accroissement de l'efficacité et une réduction de la concurrence. Par exemple, une fusion peut éliminer la concurrence sur une ligne alors même que la densité du trafic sur celle-ci est telle qu'il faut qu'un transporteur soit seul à l'exploiter pour desservir efficacement le

marché. Une acquisition peut substantiellement consolider la position d'un transporteur à un aéroport donné servant de plaque tournante mais la menace de cette concentration accrue doit être mise en balance avec les gains effectifs en efficacité qu'offre un réseau mieux développé générant davantage de mouvements en provenance et à destination de tous les points. De plus, la menace qu'une telle évolution représente pour les forces du marché peut être relativement subtile. L'effet anti-concurrentiel d'une fusion, par exemple, peut tenir aux obstacles *potentiels et à long terme* que le regroupement au sein d'un même réseau pose à l'arrivée d'autres compagnies sur les marchés.

De la même façon, il sera souvent très difficile de déterminer dans quelle mesure des mécanismes donnés de mise en marché contribuent en eux-mêmes à accroître l'influence qu'exercent les grands transporteurs sur le marché. Le problème ici ne concerne pas simplement la manière dont la politique sur la concurrence doit être administrée, il soulève aussi la question plus fondamentale de savoir si une telle politique peut fournir une protection suffisante contre l'exercice d'une influence indue sur le marché. Même si les faits incitent fortement à ne pas reréglementer l'industrie du transport aérien, ils ne permettent pas d'écarter totalement la possibilité qu'il faille faire bénéficier les passagers d'une certaine protection dans des marchés particuliers.

ANNEXE A

LE COEFFICIENT D'OCCUPATION OPTIMAL

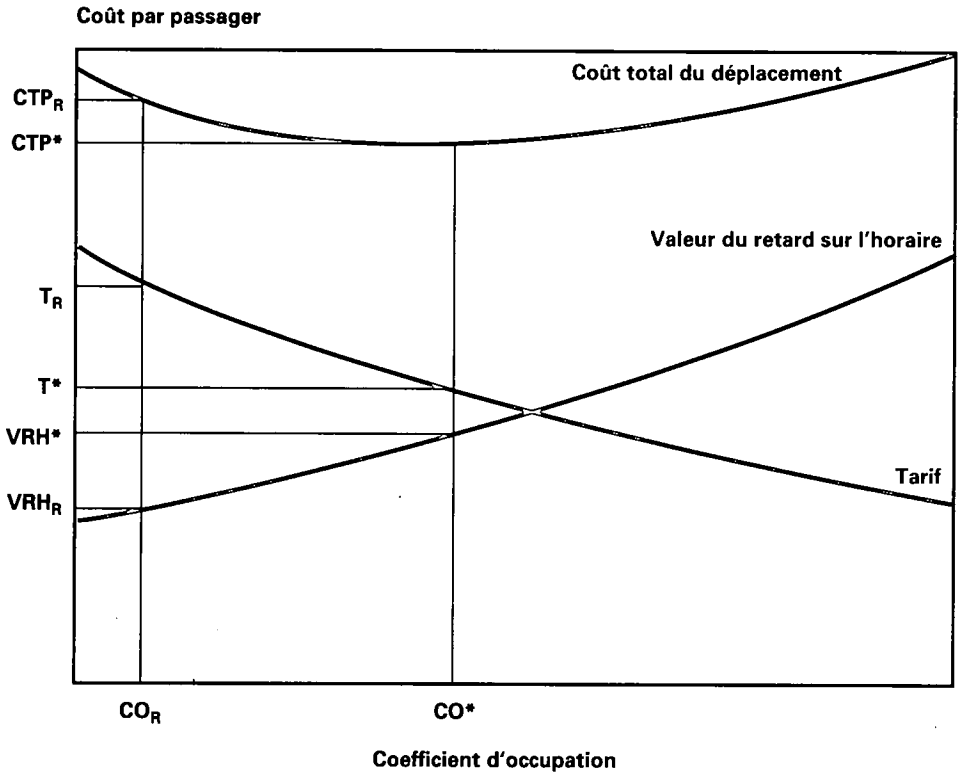
Suivant Morrison (1989), on peut illustrer les répercussions de la réglementation sur le coefficient d'occupation et la qualité du service aérien au moyen de la figure A-1. La courbe intitulée «Tarif» correspond à la combinaison de tarifs et de coefficients d'occupation qui débouche sur des profits normaux. À des coefficients d'occupation plus élevés, des tarifs plus faibles permettent des profits normaux. La courbe intitulée «Valeur du retard dans l'horaire» représente la perte subie par les passagers du fait de l'écart entre leur heure de départ effective et leur heure de départ souhaitée. Cette courbe est ascendante parce que des coefficients d'occupation plus élevés sont associés à une raréfaction des vols, ce qui risque d'entraîner une augmentation des retards pour les passagers. «Le coût total du déplacement» correspond au coût assumé par les passagers en tenant compte de l'incidence de l'augmentation du coefficient d'occupation aussi bien sur les tarifs que sur les retards subis par les passagers.

Dans un marché concurrentiel, les transporteurs sont incités à minimiser le coût total du déplacement dans la mesure de leur propre besoin de réaliser des profits normaux. Cela entraînera la détermination d'un tarif T* à un coefficient d'occupation CO*. Dans le cadre de la réglementation CAB, les tarifs étaient fixés à un niveau comme T_R et les transporteurs se livraient une concurrence en augmentant la fréquence des vols jusqu'à ce que l'intégralité des profits en excès aient été éliminés. Dans le schéma, cela se produit lorsque le coefficient d'occupation a été ramené à CO_R. Le coût total pour le passager, CTP_R, se situe au-dessus du point minimum de la courbe du coût du déplacement et le voyageur se voit offrir un produit présentant un rapport prix-qualité beaucoup moins souhaitable que ce qui aurait été le cas en situation de concurrence.

Cette distorsion était particulièrement prononcée sur les marchés du transport long-courrier. Dans la figure, la courbe de tarif pour un vol long-courrier se situerait au-dessus de celle du tarif pour un vol court-courrier et la courbe du «coût total du déplacement» se déplacerait vers le haut et la droite. En conséquence, le coût total du déplacement atteint un minimum sur les marchés des vols long-courrier à un coefficient d'occupation plus élevé.

Toutefois, comme les tarifs CAB étaient fixés à un palier qui assurait initialement de substantiels profits supplémentaires sur les marchés du transport long-courrier, la concurrence qui en a résulté a conduit à une fréquence anormalement élevée des vols et à des coefficients d'occupation extraordinairement bas sur ces lignes. Par conséquent, contrairement à ce qui est le cas dans une relation optimale, la réglementation CAB a généré des coefficients d'occupation déclinant en fonction de la distance.

Figure A-1
DÉTERMINATION DU COEFFICIENT D'OCCUPATION OPTIMAL



Source : Morrison (1989)

On peut également adapter la figure pour tenir compte des préférences divergentes des gens qui voyagent pour affaires ou plutôt pour leurs loisirs. Puisque les premiers ont tendance à attribuer un coût plus élevé aux retards dans l'horaire, le point minimum de leur «courbe du coût total du déplacement» se situera à la gauche de ce qui est le cas pour les seconds. Les gens qui voyagent pour affaires seraient mieux servis par un coefficient d'occupation inférieur à la moyenne et un tarif proportionnellement plus élevé. L'inverse est nécessaire à la satisfaction des besoins de ceux qui voyagent pour leurs loisirs. Cette distinction n'a pas été perçue dans le cadre de la réglementation CAB, qui fixait les tarifs principalement en fonction de la distance franchie. Par conséquent, les tarifs réglementés se situaient au-dessus du palier optimal pour les destinations de vacances ainsi que sur les lignes long-courrier.

NOTES

1. La réglementation fédérale ne s'appliquait pas aux transporteurs dont l'exploitation ne sortait pas des limites d'un État. La supériorité manifeste des résultats de tels transporteurs non réglementés en Californie et au Texas a influencé le débat public qui a conduit à la déréglementation.

2. Le processus de libéralisation s'est accéléré après qu'Alfred Kahn eût accédé à la présidence de la CAB en 1977. Des tarifs «super-économie» ont été introduits au printemps de 1977. À l'automne de 1978, on a fixé une «zone de latitude raisonnable» qui permettait aux transporteurs de fixer des tarifs à un niveau pouvant être de 10 pour cent plus élevé ou de 50 pour cent inférieur aux tarifs normalisés de la CAB. En mai 1980, la limite supérieure de cette zone a été rehaussée et la limite inférieure intégralement supprimée.

3. Ce programme des services aériens essentiels est toujours en vigueur même s'il était initialement prévu qu'il expire en 1988.

4. Le coefficient d'occupation moyen est tombé sous les 50 pour cent au début des années 1970 lorsque la possibilité de réaliser des profits supérieurs ouverte par la mise au point de réactés de plus en plus efficaces a débouché sur une concurrence accrue dans le service; la fréquence des vols a augmenté et le coefficient d'occupation a décliné jusqu'au point où les profits supplémentaires ont été éliminés. Après 1972, la CAB s'est efforcée de tenir compte de cet effet dans les tarifs qu'elle fixait, ce qui a amené une certaine amélioration dans les coefficients d'occupation des grandes compagnies aériennes américaines juste avant l'avènement de la déréglementation.

5. Dans la plupart des études, le contre-argument exposant ce qui serait arrivé à l'industrie si elle était demeurée réglementée est élaboré sur la base d'une extrapolation des tendances relevées dans la période qui a précédé la déréglementation.

6. Pour les transporteurs américains, la croissance de la productivité globale des facteurs est passée d'un taux moyen de 2,9 pour cent entre 1970 et 1975 à un taux de 3,1 pour cent entre 1975 et 1983. Si les résultats des transporteurs américains avaient évolué comme ceux des transporteurs étrangers, la productivité globale des facteurs ne se serait accrue que de 1,8 pour cent par an entre 1975 et 1983. Les chiffres auxquels on arrive en accumulant ces différences au fil de cette période de huit ans donnent à penser qu'en l'absence de déréglementation, les coûts du transport aérien en 1983 auraient été de 10 pour cent plus élevés (soit 4 milliards de dollars). Caves et al. fixent le début de la déréglementation au moment où la CAB a assoupli son emprise sur les tarifs au milieu des années 1970. Ils ont cependant constaté que le fait de prendre 1978, l'année de promulgation de la *Airline Deregulation Act*, comme année de transition ne modifiait pas leurs conclusions générales au sujet de l'effet positif de la déréglementation sur la croissance de la productivité globale des facteurs.

7. Sawers a fait remarquer que cette amélioration était d'autant plus impressionnante dans le contexte d'une croissance beaucoup plus lente du trafic aérien (due en partie au choc pétrolier et à la récession) après 1978. Dans une telle conjoncture, il était en effet beaucoup plus difficile de réussir des gains d'efficacité que dans celle qui prévalait entre 1970 et 1978.

8. On a par exemple soutenu que l'industrie n'était pas en état d'équilibre durant la période analysée par certaines des études. À l'exception de celle de Morrison et Winston, les études n'ont pas tenté de procéder à des ajustements pour tenir compte des différences

dans la composition et la qualité de la production avant et après la déréglementation. Les hypothèses des études au sujet de ce qui se serait produit si la déréglementation n'avait pas eu lieu peuvent également être mises en doute.

9. Des compagnies nouvellement arrivées sur le marché ont fortement incité celles qui y étaient déjà implantées à suivre des règles de travail moins restrictives. Graham, Kaplan et Sibley citent un certain nombre d'exemples pertinents. Les pilotes de Southwest, un transporteur dont l'exploitation était auparavant limitée à un seul État, accumulaient en moyenne plus de 50 pour cent d'heures de vol par mois de plus que les pilotes des transporteurs auparavant réglementés. Le coût d'exploitation d'un Boeing-737 chez Southwest était initialement bien inférieur au coût d'exploitation du même appareil par United, un transporteur auparavant réglementé, dans une large mesure parce que la convention collective de United l'obligeait à utiliser les services de trois membres du personnel navigant technique pour faire voler un aéronef pouvant être piloté par deux membres d'équipage. United a par la suite renégocié cette convention collective pour pouvoir utiliser un équipage de deux personnes. De plus, Southwest et d'autres compagnies nouvellement arrivées sur le marché disposaient de plus latitude dans l'affectation de leur main-d'oeuvre; par exemple, on pouvait demander aux bagagistes de charger les plateaux à repas dans l'avion.

10. Les courbes de coefficient d'occupation de la figure 2 ont été tirées d'équations estimant la relation entre le coefficient d'occupation, la distance ainsi que la concentration et le volume du trafic. Même si les résultats pour 1976 portent sur une date antérieure à la déréglementation, la CAB avait alors pris conscience des répercussions de ses interventions tarifaires sur le coefficient d'occupation et avait ajusté sa formule de tarification afin que les compagnies aériennes soient moins incitées à se livrer à une concurrence non tarifaire.

11. Les compagnies aériennes ont répondu aux besoins des passagers pour lesquels les horaires sont importants en réservant un certain nombre de places sur chaque vol à l'intention des passagers payant plein tarif. Elles ont également introduit une tarification de période de pointe qui réservait des sièges sur les vols de ces périodes aux personnes qui attribuent un coût élevé aux retards.

12. Un certain nombre d'études ont mis en lumière le fait que les transporteurs non réglementés n'opérant qu'à l'intérieur d'un seul État réclamaient des tarifs moins élevés. Jordan (1970), par exemple, a constaté qu'en Californie, les tarifs pratiqués par ce type de transporteurs étaient de 32 à 47 pour cent inférieurs à ceux des transporteurs principaux réglementés par la CAB pour des vols comparables. Grâce à un modèle fondé sur les coûts des transporteurs de Californie, Keeler (1972) a estimé que la disparité entre les tarifs des transporteurs réglementés et non réglementés était de l'ordre de 20 à 95 pour cent, cet écart s'accroissant avec la distance franchie.

13. Cette estimation ne tient pas compte de la contribution de la déréglementation à la réduction des coûts d'exploitation des transporteurs parce que la formule SIFL est en partie fondée sur de tels coûts. Les tarifs étaient établis en fonction d'un prix fixe augmenté d'un supplément au mille calculé de manière à permettre à l'industrie d'arriver à un taux de rendement de 12 pour cent sur sa tarification de base pour un coefficient d'occupation de 55 pour cent.

14. La capacité d'un réseau en étoile à accroître la desserte des petits centres peut être constatée par l'examen d'un réseau simple de cinq villes. Comme Morrison (1989) l'a montré, dans le cadre d'un système linéaire, il faut programmer 20 vols sans escale par jour pour en assurer un entre chaque ville. Avec un réseau en étoile, ces mêmes 20 vols assureront deux correspondances par jour entre chacune des villes.

15. Le programme de subventions précédent avait été institué en vertu du paragraphe 406(a) de la *Civil Aeronautics Act of 1983*. Les subventions à chaque transporteur que la CAB avait instituées en 1954 ont été remplacées par un système de «taux de subvention par catégorie» en 1961 qui est demeuré en vigueur jusqu'à la suppression en 1983 du programme fondé sur le paragraphe 406(a). Meyer et Oster (1984) ont relevé que la formule de «taux par catégorie» était généreuse dans l'identification de la portion de la base d'immobilisations du transporteur mise en rapport avec les exploitations subventionnées. (Cette portion sert de fondement au calcul du montant des subventions permettant d'arriver à un rendement raisonnable.) Cela a eu pour effet d'encourager les transporteurs à investir dans des réactés mieux adaptés aux marchés long-courrier à haute densité et donc de hâter l'abandon des petites localités par les transporteurs locaux. De plus, puisque les taux de subvention étaient fonction du volume et non de la qualité du service, les transporteurs étaient incités à abaisser la qualité du service offert aux petites collectivités; ils pouvaient optimiser leurs revenus en desservant les lignes subventionnées hors des périodes de pointe (c'est-à-dire quand ils ne tiraient pas des revenus aussi intéressants de leurs lignes non subventionnées) et en organisant des vols à escales multiples entre les points ouvrant droit à des subventions.

16. La Federal Aviation Administration définit les grands aéroports plaques tournantes comme ceux où s'effectue au moins 1 pour cent de l'ensemble des embarquements au pays. Le chiffre correspondant pour les plaques tournantes moyennes est compris entre 0,25 et 0,999 pour cent; pour les petites plaques tournantes, entre 0,05 et 0,249 pour cent; ce chiffre étant de 0,05 pour cent pour les aéroports qui ne sont pas des plaques tournantes.

17. Ces données sont tirées du rapport du Secretary's Task Force on Competition in the U.S. Domestic Airline Industry, (1990d, I).

18. L'exemple suivant, qui est extrait du rapport du Secretary's Task Force (1990b, p. 16), illustre ce point :

> Un petit aéroport plaque tournante comme Akron, en Ohio, est une desserte en monopole qui a contribué à la concentration de Piedmont à Dayton. C'est également une desserte en monopole pour six autres plaques tournantes de correspondance, ce qui a contribué à établir la domination d'un transporteur à chacune de ces plaques tournantes. Akron propose néanmoins des centaines de correspondances avec de nombreux points parce qu'il s'agit d'une branche du réseau en étoile de chacune de ces plaques tournantes. De plus, il est évident que, lorsque les passagers en provenance de Akron se rendent à un endroit situé au delà de l'un des aéroports plaques tournantes auxquels la ville est reliée, ils ont le choix entre diverses possibilités concurrentielles. En fait, la plupart des passagers en provenance de Akron se rendent effectivement en un point situé au delà de ces plaques tournantes de correspondance. Il s'agit d'un autre exemple de la manière dont les réseaux en étoile accroissent la concentration à une plaque tournante de correspondance tout en générant des solutions de rechange concurrentielles pour les passagers qui se rendent plus loin.

19. Dresner et Windle (1990) ont avancé que l'on pouvait expliquer les répercussions de la concentration en plaques tournantes sur les tarifs aériens par les avantages que les programmes pour grands voyageurs procurent aux consommateurs. Ils placent toutefois l'accent sur la différence entre les tarifs demandés par la compagnie A offrant un vol de X à Y et ceux réclamés pour les vols de Y à X. Ils ont constaté que des tarifs plus élevés seraient appliqués pour le vol X à Y si la compagnie aérienne était le transporteur dominant à l'aéroport X mais que cette disparité tarifaire pouvait être expliquée par la valeur des avantages des programmes pour grands voyageurs. Morrison et Winston (1989) ainsi

que Borenstein (1989) se sont intéressés aux répercussions de la concentration sur les plaques tournantes au point d'origine ou de destination sur les tarifs réclamés par la compagnie aérienne A par rapport à ses concurrents de moindre envergure. Leur constatation que les effets des plaques tournantes sont notables dans ce contexte n'a pas été mise en doute par les résultats de l'étude de Dresner et Windle. Cette dernière souligne toutefois qu'il est difficile de vérifier les répercussions de tous les facteurs, autres que la part du marché, qui peuvent expliquer les rendements plus élevés d'une compagnie aérienne.

20. L'industrie des transports aériens viole en fait toutes les conditions théoriques d'une parfaite ouverture du marché. Contrairement à ce que soutient l'hypothèse de l'ouverture, les nouveaux arrivés sur les marchés des transports aériens sont peut-être affligés d'un handicap notable du point de vue des coûts pour des raisons d'économie d'échelle et de gamme. Pour que le marché soit ouvert, les compagnies implantées doivent être dans l'incapacité de réagir suffisamment rapidement par une réduction tarifaire pour pouvoir bloquer la possibilité de profits des compagnies nouvellement arrivées sur leur marché, or, dans l'industrie des transports aériens, les tarifs des vols peuvent être ajustés quasi instantanément. L'ouverture d'un marché dépend aussi de l'absence de coûts irrécupérables, mais la réputation de qualité du service et de sécurité d'un transporteur constitue un aspect important du service aérien et cet investissement est irrécupérable.

21. Cet avantage s'exprime à la fois par une plus grande qualité de service et par des coûts de production inférieurs. Dans le premier cas, il s'agit de la capacité d'un transporteur à assurer un service plus fréquent vers toute une gamme de destinations. Les coûts inférieurs sont une conséquence de la capacité du transporteur à générer les mouvements de passagers nécessaires à l'exploitation d'aéronefs plus gros et à parvenir à des coefficients d'occupation importants.

22. Caves et al (1984) ont établi une distinction entre les économies dues à la taille d'une entreprise et celles qui procèdent de la densité du trafic. Ces dernières dépendent essentiellement de l'évolution des coûts puisqu'on donne de l'expansion à la production en augmentant le service au sein d'un réseau donné (le nombre de points desservis demeurant constant). Les premières sont surtout liées aux coûts puisque l'on accroît la production en ajoutant des points de desserte au sein d'un réseau caractérisé par une densité de trafic donnée. Ils ont constaté que l'on n'arrive pas à des économies notables du fait de la taille de l'entreprise (les coûts unitaires sont relativement constants à l'intérieur d'une vaste gamme de tailles de réseaux) mais que la densité du trafic permet des économies notables (les coûts unitaires baissent à mesure que le service au sein d'un réseau donné s'accroît). Dans ce cadre de référence, les avantages des compagnies aériennes s'expliquent par leur capacité supérieure à accroître la demande et donc à tirer avantage des économies de densité. Toutefois, si la production était mesurée différemment, c'est-à-dire de manière à tenir compte des différences dans les caractéristiques de la production des petits et grands transporteurs, il est possible que les avantages des grandes entreprises sur le plan de la mise en marché se traduisent par des rendements croissant en fonction de la taille des entreprises.

23. Après avoir effectué un ajustement pour tenir compte des différences dans les distances franchies et la taille du marché, le Secretary's Task Force (1990a) a constaté que les tarifs des vols en provenance ou à destination des aéroports plaque tournante du pays où la concentration est la plus forte étaient en moyenne de 18,7 pour cent plus élevés. Ces plaques tournantes étaient Minneapolis, Cincinnati, Dayton, St-Louis, Pittsburgh, Memphis, Salt Lake City et Charlotte.

24. Les nouveaux arrivés sur un marché sont placés dans une position beaucoup plus difficile que les transporteurs établis qui se sont déjà bâti une réputation et sont reliés à un programme pour grands voyageurs et à un système de réservation informatisé. Les nouveaux transporteurs doivent surmonter ces obstacles, en plus de ceux auxquels se trouvent confrontées toutes les compagnies (les nouveaux transporteurs et ceux qui sont déjà implantés) qui aspirent à offrir une nouvelle desserte pour les marchés de paires de villes caractérisés par une plaque tournante où la concentration est forte ou par une insuffisance des créneaux et portes aéroportuaires.

25. Comme nous l'avons relevé dans la note 22, ces avantages n'étaient pas reflétés par certaines des premières études des économies d'échelle, qui ne tenaient pas compte du rôle que joue la taille d'une compagnie aérienne dans sa capacité à influer sur la demande pour ses services. Ces études sont à l'origine de l'opinion traditionnelle voulant que l'industrie des transports aériens ne soit pas caractérisée par des économies de production à grande échelle.

26. En plus de Sabre et Apollo, les autres systèmes de réservation informatisés sont System One, Pars et Datas 11. En 1988, ces cinq systèmes ont produit 1,2 milliard de dollars de revenus, 70 pour cent environ de cette somme provenant des frais de réservation payés par les transporteurs et le reste des frais payés par les souscripteurs. Sabre a accaparé cette année-là 38,8 pour cent des revenus de l'industrie, Apollo 27,6 pour cent, System One 16,6 pour cent, Pars 11,1 pour cent et Datas 11 5,9 pour cent.

27. Selon le Secretary's Task Force (1990c, p. 5), cela tient aux raisons suivantes :

> Certains systèmes de réservation informatisés peuvent s'avérer beaucoup plus fonctionnels pour ce qui est de faire des réservations auprès de la compagnie aérienne qui constitue le vendeur, ce qui facilite l'accroissement du nombre de réservations auprès de cette compagnie. De plus, les agents de voyages ont souvent plus confiance en l'exactitude et la tenue à jour de l'information sur la disponibilité des places au sujet de la compagnie aérienne qui est le vendeur ainsi qu'en la fiabilité de l'enregistrement de leurs réservations, ce qui là aussi débouche sur des réservations supplémentaires. Certains agents soutiennent également qu'il est plus rapide et plus facile de faire et de modifier des réservations, d'émettre des billets et des cartes d'embarquement, de sélectionner des places, de résorber des listes d'attente et d'effectuer plusieurs autres opérations courantes pour les vols de la compagnie aérienne qui est le vendeur. De plus, les relations commerciales permanentes entre les vendeurs et les agents souscripteurs — y compris la possibilité de bénéficier d'un traitement préférentiel — est un des grands facteurs qui expliquent la loyauté des agents à l'égard de la compagnie aérienne qui est le vendeur.

28. La Federal Aviation Administration a imposé des restrictions sur les créneaux de décollage et d'atterrissage de quatre aéroports : le National Airport de Washington, les aéroports La Guardia et J.F.K. à New York et l'aéroport O'Hare à Chicago.

29. Lorsque les transporteurs fournissent une assise financière à la vente d'obligations aéroportuaires en acceptant de couvrir tout manque à gagner dans les revenus, ces transporteurs locataires exercent une forte influence sur les décisions d'exploitation et d'investissement de l'aéroport. Bailey et Williams (1988) ont relevé que certains aéroports réagissaient aux problèmes qui en découlent en s'efforçant d'obtenir un financement sur la base de la solidité foncière des marchés du transport aérien plutôt qu'en s'appuyant sur des garanties offertes par les transporteurs.

RÉFÉRENCES

Bailey, E., «Comments» sur S.A. Morrison et C. Winston, «Enhancing the Performance of the Deregulated Airline Industry», *Brookings Papers: Microeconomics*, 1989.

Bailey, E., D. Graham et D. Kaplan, *Deregulating the Airlines*, Cambridge, Mass., The MIT Press, 1985.

Bailey, E. et J.R. Williams, «Sources of Economic Rent in the Deregulated Airline Industry», *Journal of Law and Economics*, nº 31, avril 1988.

Borenstein, S., «Hubs and High Fares: Airport Dominance and Market Power in the U.S. Airline Industry», *Rand Journal of Economics*, nº 20, automne 1989.

Ibid., «Transportation Deregulation in the United States», présenté lors d'une conférence sur la coopération économique dans le Pacifique, Kyoto, 11-12 octobre 1990.

Caves, D.W., L. Christenson et M. Tretheway, «Airline Productivity under Deregulation», *Regulation*, novembre/décembre 1982.

Ibid., «Economics of Density versus Economics of Scale: Why Trunk and Local Airline Costs Differ», *Rand Journal of Economics*, nº 15, hiver 1984.

Caves, D.W., L. Christenson, M. Tretheway et R.J. Windle, «An Assessment of the Efficiency Effects of U.S. Airline Deregulation via an International Comparison» dans E.E. Bailey (Édit.), *Public Regulation: New Perspectives on Institutions and Policies*, Cambridge (Mass.), The MIT Press, 1987.

Congressional Budget Office, *Policies for the Deregulated Airline Industry*, Washington (D.C.), U.S. Government Printing Office, 1988.

Dempsey, P., *Flying Blind: The Failure of Airline Deregulation*, Washington, D.C., Economic Policy Institute, 1990.

Douglas, G. et James C. Miller III, *Economic Regulation of Air Transport: Theory and Policy*, Washington, D.C., The Brookings Institution, 1974.

Dresner, M. et R. Windle, «Airport Dominance and Pricing in the U.S. Airline Industry», document présenté lors d'une table ronde sur la recherche sur les transports, Long Beach, Calif., octobre 1990.

General Accounting Office, *Deregulation: Increased Competition in Making Airlines More Efficient and Responsive to Consumers*, GAO/RCEO-86-26, Washington, D.C., 6 novembre 1985.

Graham, D.R., D.P. Kaplan et D.S. Sibley, «Efficiency and Competition in the Airline Industry», *Bell Journal of Economics*, 14, avril 1983.

Hurdle, G., R. Johnson, A. Joskow, G. Werden et M. Williams, «Concentration, Potential Entry and Performance in the Airline Industry», *The Journal of Industrial Economics*, 38, décembre 1989.

Jordan, W.A., *Airline Regulation in America: Effects and Imperfections*, Baltimore, Maryland, Johns Hopkins University Press, 1970.

Kahn, A., «Surprises from Deregulation», *AEA Papers and Proceedings*, mai 1988a.

Ibid., «Airline Deregulation — A Mixed Bag, But a Clear Success Nevertheless», *Transportation Law Journal*, nº 16, 1988b.

Kanafani, A. et T.E. Keeler, «New Entrants and Safety: Some Statistical Evidence on the Effects of Airline Deregulation», présenté lors d'une conférence sur la déréglementation et la sécurité dans les transports, Evanston, Illinois, Northwestern University, juin 1987.

Keeler, T.E., «Airline Deregulation and Market Performances», *Bell Journal of Economics*, nº 3, automne 1972.

Levine, Michael E., «Airline Competition in Deregulated Markets: Theory, Firm Strategy, and Public Policy», *Yale Journal on Regulation*, nº 4, printemps 1987.

Meyer, J.R. et C.V. Oster, *Deregulation and the New Airline Entrepreneurs*, Cambridge, Mass., The MIT Press, 1984.

Morrison, S.A., «U.S. Domestic Aviation», dans K. Button et D. Swann (Édit.), *The Age of Regulatory Reform*. Oxford (Angleterre), Oxford University Press, 1989.

Morrison, S.A. et C. Winston, «Enhancing the Performance of the Deregulated Air Transportation System», *Brookings Papers: Microeconomics, 1989.*

Ibid., *The Economic Effects of Airline Deregulation*, Washington, D.C., The Brookings Institution, 1986.

OCDE, *Déréglementation et concurrence dans le transport aérien*, Paris, Organisation de coopération et de developpement économiques, 1988.

Oster, C.V. Jr et C.K. Zorn, «Airline Deregulation: Is It Still Sage to Fly?», présenté lors d'une conférence sur la déréglementation et la sécurité dans les transports, Evanston (Illinois), Northwestern University, juin 1987.

Sawers, D., *Competition in the Air: What Europe Can Learn from the U.S.A.*, Londres (Royaume-Uni), The Institute of Economics Affairs, 1987.

Secretary's Task Force on Competition in the U.S. Domestic Airline Industry, *Executive Summary*, Washington, D.C., U.S. Department of Transportation, 1990a.

Ibid., *Industry and Route Structure: Executive Summary*, Washington, D.C., U.S. Department of Transportation, 1990b.

Ibid., *Airline Marketing Practices*, Washington, D.C., U.S. Department of Transportation, 1990c.

Ibid., *Airline Marketing Practices: Travel Agencies, Frequent-Flyer Programs, and Computer Reservation Systems*, Washington, D.C., U.S. Department of Transprtation, 1990c.