

3612505F

QH
545
A17
A48
1980

DEUXIÈME RAPPORT
DU
GROUPE CONSULTATIF DE RECHERCHE ÉTATS-UNIS - CANADA
SUR
LE TRANSPORT À GRANDE DISTANCE DE POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES
(Novembre 1980)



A.P. ALTSHULLER	CO-PRÉSIDENT AMÉRICAIN
G.A. MCBEAN	CO-PRÉSIDENT CANADIEN

TABLE DES MATIÈRES

PRÉFACE	i
1. INTRODUCTION	1
2. TRANSPORT ATMOSPHERIQUE ET MODELES MATHÉMATIQUES DE DÉPÔT	5
2.1 Introduction	5
2.2 Modèles TGD actuels et leurs applications	6
2.3 Résultats des modélisations	9
2.4 Besoins d'information	11
2.5 Conclusions et recommandations	12
3. SURVEILLANCE DES PRÉCIPITATIONS ET DE L'AIR	13
3.1 Introduction	13
3.2 Réseaux	13
3.3 Résultats	14
3.4 Nouveaux horizons dans la surveillance aux fins de la recherche	14
4. EFFETS DU DÉPÔT ATMOSPHERIQUE	15
4.1 Introduction	15
4.2 Étendue des régimes terrestres ou aquatiques sensibles	15
4.3 Effets sur les écosystèmes	20
4.4 Mécanisme par lequel s'exercent les effets	20
4.5 Effets sur les cultures et les forêts	21
4.6 Effets sur les écosystèmes aquatiques	23
4.7 Implications, pour la santé humaine, du TGDPA	25
4.8 Qualité de l'eau	26
4.9 Autres contaminants atmosphériques importants à grande distance	27
4.10 Visibilité	29
5. RÉFÉRENCES ET SOURCES D'INFORMATION	31
5.1 Chapitre 2	31
5.2 Chapitre 3	31
5.3 Chapitre 4	32
5.4 Groupe consultatif de recherche Etats-Unis - Canada	35
5.5 Tableau 1 - Comparaison des estimations du dépôt trans- frontière	36
5.6 Liste des figures	37

PRÉFACE

Les répercussions sérieuses, sur l'environnement, du transport à grande distance de polluants atmosphériques (TGDPA) tant en Europe qu'en Amérique du Nord sont aujourd'hui généralement reconnues. Le groupe consultatif de recherche (GCR) États-Unis-Canada sur le TGDPA a porté son attention sur le phénomène de la précipitation acide en tant que plus grand problème commun aux deux nations. Ce rapport, qui donne une évaluation scientifique de la situation actuelle, doit être considéré ensemble avec les renseignements fournis dans le premier rapport du GCR (1979).

Les modèles mathématiques du transport, de la transformation et du dépôt atmosphériques sont aujourd'hui les outils les plus immédiatement disponibles pour déterminer le transport transfrontière des polluants ainsi que les relations entre les sources majeures et les récepteurs sensibles, qui sont nécessaires pour la mise au point de stratégies de contrôle. Au cours de l'année passée, de grands progrès ont été réalisés dans la modélisation du transport du soufre, et plusieurs estimations à base de modèles sont maintenant disponibles. Il y a une assez bonne concordance entre les modèles et les valeurs de dépôt mesurées. Les modèles confirment les résultats présentés dans le premier rapport du GCR, c'est-à-dire que le TGD joue un rôle important et que le dépôt dans l'est du Canada provient, en parties à peu près égales, du Canada et des États-Unis, tandis que la majorité du dépôt de soufre aux États-Unis provient de ce dernier pays. Bien que les oxydes d'azote et l'ion d'hydrogène jouent des rôles très importants, il n'y a eu que peu de progrès dans la modélisation de leur transport et dépôt, et il ne faudrait pas s'attendre à ce que des modèles utiles comprenant ces substances, aux fins du contrôle, soient mis au point avant quelques années.

Il y a une très bonne coopération internationale dans la surveillance du dépôt humide. Grâce à ces activités, il devient actuellement possible de cartographier les caractéristiques chimiques des précipitations sur tout le continent nord-américain. Le dépôt acide est le plus sévère dans le nord-est des États-Unis et le sud-est du Canada. L'étendue géographique du problème s'accroît vers le sud-est et le centre-ouest, avec d'autres régions où le pH est moins de 5,6 le long de la côte ouest.

La recherche sur les effets du dépôt atmosphérique s'est concentrée sur la délimitation des régions géographiques de l'est de l'Amérique du Nord affectées par le TGDPA, ainsi que sur la classification de la végétation, des sols et des eaux de ces régions selon leur sensibilité relative. Nous avons présenté des cartes détaillées de la géologie des roches de fond et de la sensibilité des sols pour l'est des États-Unis et le Canada. Les régions de roches de fond sensibles correspondent étroitement aux cartes basées sur la chimie des eaux de surface présentées dans le premier rapport. Les cartes de sensibilité des sols montrent qu'une très forte proportion de l'est des États-Unis comprend des sols qui sont sensibles à l'acidité, dans une

certaine mesure, mais que les effets des précipitations acides sont éclipsés par les pratiques agricoles. Les sols agricoles sensibles du Canada se trouvent principalement au Québec. Les régions forestières à sol sensible pourraient poser un problème plus sérieux à cause de la difficulté et du coût des mesures amélioratrices.

Des études approfondies ont été effectuées dans des conditions strictement contrôlées concernant les effets des précipitations acides sur les cultures. Les résultats ont démontré que certaines cultures en étaient endommagées tandis que d'autres étaient stimulées. Les effets directs sur les forêts restent encore à éclaircir, mais des preuves indirectes semblent suggérer qu'il faudrait se préoccuper de la productivité forestière à long terme.

Les processus et cadences de dégénération lacustres dues au dépôt acide ont été élucidées davantage, et des preuves ont été recueillies indiquant des pertes supplémentaires pour la productivité des lacs.

Le rapport mentionne les effets du TGDPA et/ou du dépôt acide sur la santé humaine et la qualité de l'eau, mais des résultats probants ne sont toujours pas disponibles. Le rapport mentionne également de façon succincte d'autres aspects possibles du TGDPA tels ceux reliés au comportement et aux effets du mercure, des produits organiques synthétiques et des oxydants, aux dommages physiques et à la réduction de la visibilité.

CHAPITRE 1 - INTRODUCTION

Les répercussions sérieuses, sur l'environnement, du transport à grande distance de polluants atmosphériques (TGDPA) ainsi que du dépôt qui en résulte, tant en Europe qu'en Amérique du Nord, sont aujourd'hui généralement reconnues. Par suite du transport sur de grandes distances d'une variété de composés acides, d'oxydants, de métaux lourds, de produits organiques synthétiques et d'autres substances ayant un cycle de vie prolongé, on a relevé de effets nocifs sur les écosystèmes, le rayonnement solaire, la visibilité et les matériaux. Il se peut que la santé humaine en soit elle aussi affectée. L'attention du public et le développement des programmes de recherche a porté particulièrement sur le problème des précipitations acides. Le Groupe consultatif de recherche (GCR) États-Unis/Canada sur le TGDPA a, lui aussi, porté beaucoup d'attention à la question des précipitations acides ainsi qu'au problème plus général du transport des polluants à l'échelle régionale/continentale. Les problèmes liés au transport des polluants à l'échelle intercontinentale et stratosphérique ont été exclus de ses activités.

Les expressions dépôt atmosphérique, dépôt acide, précipitation acide et pluie acide sont employées dans divers contextes relatifs à ce problème. Dépôt atmosphérique est le terme le plus général pour décrire tous les processus par lesquels les polluants quittent l'atmosphère pour se poser sur la surface de la terre. Le dépôt acide comprend le dépôt, tant sec qu'humide, des produits acides, surtout des sulfates, des nitrates et des chlorures. Par précipitation acide, on entend l'enlèvement des polluants par la pluie, la neige ou d'autres phénomènes. Pluie acide, une expression communément employée pour désigner les précipitations acides, comprend souvent aussi les processus de dépôt sec. Nous nous devons de reconnaître que la mise au clair de la question des dépôts atmosphériques ne sera pas une tâche simple ou rapide, car ces dépôts résultent d'une série complexe de processus, tandis que nos connaissances de chaque étape restent encore incomplètes.

La première étape dans le transport à grande distance de polluants atmosphériques, aboutissant au dépôt acide, est celle de l'émission de ces polluants par une variété de sources, chacune ayant ses propres composition chimique et caractéristiques d'émission (heure, altitude, vitesse, température, etc.). Transportés par les vents, les polluants subissent des changements de propriétés chimiques et physiques. Au cours du transport, les polluants sont éliminés de l'atmosphère, soit par des processus de précipitation (dépôt humide), soit par dépôt sec, y compris l'absorption gazeuse ou de particules et la sédimentation gravitaire. Les effets associés à ce transport sont dus tant à la concentration des polluants dans l'air ambiant qu'au dépôt de ces derniers. Le dépôt atmosphérique pose un problème lorsqu'il constitue, pour l'écosystème ou le récepteur terrestre, une sollicitation supplémentaire.

Le premier rapport de ce groupe consultatif (publié le 15 octobre 1979) concluait que dans l'est de l'Amérique du Nord, les

polluants atmosphériques sont transportés sur des centaines et même des milliers de kilomètres de distance et que le dépôt acide constitue le problème principal pour tous les intéressés (Canada/États-Unis). On s'est rendu compte, cependant, que le dépôt atmosphérique de traces d'éléments et de composés organiques expose, par ailleurs, les écosystèmes isolés à des sollicitations qui peuvent devenir sérieuses. Chaque processus dans la séquence décrite ci-dessus était examiné et, dans la mesure du possible, évalué en termes quantitatifs. On indiquait l'ampleur et la distribution géographique des sources d'émission de bioxyde de soufre (SO_2) et d'oxydes d'azote (NO_x). Puisque ces derniers renseignements restent encore aujourd'hui les plus récents disponibles, nous ne présenterons pas de données supplémentaires ici. La prévision d'émissions futures est difficile parce qu'elles dépendent étroitement de la conjoncture économique, des politiques gouvernementales de contrôle de la pollution ainsi que des alternatives énergétiques qui seront adoptées. Selon les meilleures estimations actuelles, s'il n'y a pas de réglementation supplémentaire des taux d'émission permis, les émissions de SO_2 totales pour l'est de l'Amérique du Nord augmenteront de 0 à 15% d'ici l'an 2000, principalement à cause de l'usage plus intensif du charbon dans la production d'électricité ainsi que d'autres sources industrielles, tandis que les émissions de NO_x connaîtront une augmentation de 15-35%, là aussi à cause surtout d'une combustion plus importante de carburants fossiles par l'industrie. En l'an 2000, chacune des émissions de SO_2 et de NO_x en Amérique du Nord s'élèvera donc probablement à environ 30-35 millions de tonnes métriques par an, à moins que ne soient mises en vigueur par le gouvernement des mesures de contrôle supplémentaires.

La deuxième étape du transport à grande distance de polluants atmosphériques comprend le transport, la transformation et le dépôt des polluants. Les chapitres deux et trois de ce rapport traitent de la clarification et quantification supplémentaires du transport transfrontière, ainsi que de la concentration et du dépôt de composés du soufre.

Pour les lacs à pouvoir tampon faible et pour les autres écosystèmes sensibles, le facteur essentiel, du point de vue du dépôt acide, est la quantité totale d'espèces acides déposées; il faut donc inclure, dans les modèles du transport et du dépôt, la chimie de l'azote, aussi bien que celle du soufre. Or, les processus d'oxydation des composés de l'azote et l'influence des composés d'ammonium, par exemple, ne sont pas encore bien compris. Le GCR a conclu qu'il n'existe pas encore de modèles TGD qui permettent de prévoir, de façon réaliste, le dépôt des nitrates et que ces modèles ne seront probablement pas disponibles avant au moins un an. Il faudra attendre plus longtemps encore avant de disposer de modèles permettant de mettre au point des stratégies de contrôle.

C'est l'influence nocive des polluants, bien sûr, qui donne au TGDPA ainsi qu'aux précipitations acides toute leur importance. Le premier rapport du groupe donnait, d'une part, une esquisse des régions de l'est de l'Amérique du Nord sensibles aux précipitations acides, et d'autre part, les effets précis sur les écosystèmes aquatiques décrits. On a constaté une diminution de la productivité et de la diversité des espèces de poissons ainsi que l'échec du frai dans les Adirondack, dans le Bouclier canadien et en Nouvelle-Écosse. Beaucoup d'autres lacs

montraient déjà les premiers signes de l'acidification de leurs eaux. Le rapport passait en revue également les renseignements disponibles concernant les effets des précipitations acides sur les écosystèmes terrestres, sur les forêts et les cultures.

Selon le rapport, les faits sont de plus en plus nombreux à montrer la détérioration grave et généralisée du milieu dans l'est de l'Amérique du Nord à cause de l'acidification, et il devrait être reconnu que tout retard dans l'application des correctifs appropriés ne fera qu'empirer une situation qui ne cesse déjà de se détériorer, avec des répercussions économiques éventuelles à l'avenir. Nous éclaircirons davantage ces aspects au quatrième chapitre.

L'impact des oxydes du soufre et de l'azote ne se limite pas aux seuls organismes vivants, mais porte atteinte également aux matériaux et aux structures, y compris les oeuvres d'art (statues, bâtiments anciens, sculptures en pierre, etc.). De nombreuses études ont examiné les effets des oxydes de soufre et des particules atmosphériques; on a démontré que l'effet principal des oxydes de soufre était d'accélérer la corrosion des métaux, pour former des sulfates métalliques. Parmi les autres substances affectées par les oxydes du soufre et de l'azote on compte les peintures et autres revêtements protecteurs, les tissus, les matériaux de construction, les composants électriques, le papier, le cuir, les matières plastiques et les oeuvres d'art. Si les estimations de l'ampleur des dommages varient beaucoup, elles portent cependant souvent sur des millions de dollars. La proportion des dommages dus au TGD plutôt qu'aux polluants d'origine locale est encore plus difficile à déterminer.

Les aérosols dans l'atmosphère influencent également l'équilibre de rayonnement et donc le bilan thermique de l'atmosphère terrestre. Les jours brumeux (c'est-à-dire en présence d'aérosols), le rayonnement solaire direct qui atteint la surface du sol peut être réduit de moitié environ par rapport aux jours à ciel dégagé. L'évolution du climat pourrait s'en trouver fortement affectée. Les noyaux de condensation des nuages représentent un autre rôle des aérosols pouvant affecter le climat. En effet, il a été noté que la nébulosité s'accroît au-dessus des zones urbaines et directement en aval de celles-ci. L'effet global de ces influences sur le climat n'a pas encore été pleinement déterminé. Il faut cependant reconnaître que la présence d'aérosols de sulfate et leur dissémination par le transport à grande distance pourraient avoir des effets significatifs sur la visibilité et le climat, pouvant ainsi entraîner des répercussions esthétiques et économiques importantes. Ce point est approfondi au chapitre 4.

L'ozone est un autre polluant important formé dans l'atmosphère suite à des réactions chimiques portant sur des oxydes d'azote et des composés organiques volatils. D'après les résultats expérimentaux, le transport de l'ozone se fait sur 100 à 1000 kilomètres. Des normes de santé pour l'ozone ont été établies aux États-Unis et dans d'autres pays. De nombreuses recherches indiquent que l'ozone peut provoquer des dégâts visibles et réduire le rendement des cultures, des produits forestiers et des plantes ornementales. Des particules de sulfate et des vapeurs d'acide nitrique ainsi que de nombreux autres produits chimiques vola-

tils peuvent résulter du même type de réaction chimique dans l'atmosphère. Puisque ces réactions dépendent de l'ensoleillement, c'est au cours de l'été qu'elles ont lieu avec le plus de vigueur.

Des recherches scientifiques actuellement entreprises au Canada et aux États-Unis contribueront à améliorer notre compréhension et nos connaissances du phénomène et des conséquences du TGDPA. Ce rapport, qui présente une évaluation scientifique de la situation actuelle, devrait être pris en considération conjointement avec les renseignements inclus dans le premier rapport.

CHAPITRE 2. - TRANSPORT ATMOSPHÉRIQUE ET MODÈLES MATHÉMATIQUES DE DÉPÔT

2.1 Introduction

Le premier rapport du GCR passait en revue les aspects météorologiques du transport à grande distance des polluants atmosphériques, en soulignant les différences entre les phénomènes de transport local et à grande distance ainsi que les conditions susceptibles d'entraîner le transport à grande distance, et en présentant les estimations disponibles concernant le transport transfrontière et le dépôt. Voici les principales constatations de cette section du premier rapport du GCR:

- le régime météorologique de l'est de l'Amérique du Nord se prête aux transports transfrontière et à grande distance à cause des vents dominants et des configurations synoptiques lors des phénomènes de pollution atmosphérique; ce type de transport se produit souvent et pose un problème pour l'environnement;
- le flux net des composés du soufre est vers le nord parce que les émissions aux États-Unis sont plus importantes; de plus, si la composante qui se dirige vers le nord est comparable aux émissions d'origine canadienne, le transport vers le sud est de beaucoup inférieur aux émissions américaines;
- aux États-Unis, ce sont leurs propres émissions qui dominent le dépôt total de soufre, tandis que le problème du dépôt au Canada est attribuable aux deux pays, en parties à peu près égales; l'inconnue essentielle du phénomène est l'ampleur du dépôt dans les régions à écosystèmes sensibles, dans les deux pays.

Une conclusion importante du rapport susmentionné était que, quoiqu'on disposât déjà d'une assez bonne compréhension de nombreux aspects du transport et du dépôt, il n'en restait pas moins qu'une amélioration substantielle s'imposait dans la quantification des cheminements majeurs vers les surfaces ou à travers les régions, et surtout des relations entre les principales régions sources d'émissions et les régions de grande sensibilité. Beaucoup de progrès ont été réalisés dans ce domaine et les sections suivantes en présentent certains aspects.

Le but de ce chapitre est de mettre à jour les connaissances sur des aspects précis de la modélisation du dépôt et du transport atmosphérique, domaine d'une importance capitale pour les négociations entre nos deux pays; de plus, s'il existe dans ce domaine des lacunes reconnues, les progrès qui s'y réalisent n'en sont pas moins rapides. Ce chapitre passe en revue les activités et les résultats de la modélisation à l'heure actuelle dans les deux pays; il présente certaines informations récentes provenant de plusieurs modèles sur les rapports source-récepteur et les calculs du dépôt; il donne d'autres exemples des sorties (ou résultats) de modèles afin de permettre une comparaison entre les divers groupes oeuvrant dans le domaine et de démontrer les résultats disponibles; enfin, il définit les besoins futurs.

2.2 Modèles TGD actuels et leurs applications

Un modèle de transport à grande distance (TGD), c'est toute méthode permettant d'établir une relation entre, d'une part, la concentration ambiante ou taux de dépôt d'un polluant dans une région considérée et, d'autre part, le taux d'émission de ce polluant et de ses composants préalables dans toutes les régions sources qui se trouvent en amont. A cause de la complexité des processus qui influent sur le transport et la transformation chimique des émissions, les modèles TGD tentent généralement de simuler les aspects saillants de ces processus par une simplification de ce que nous savons des processus atmosphériques réels. Même ainsi, le vaste effort de traitement informatique qu'exigent ces simulations demande généralement que l'on utilise un ordinateur numérique à grande capacité.

La substitution de l'ion de sulfate pour l'ion d'hydrogène dans les calculs du dépôt acide constitue peut-être la simplification principale que l'on utilise couramment pour élaborer des modèles à l'heure actuelle. La validité de cette hypothèse simplificatrice dépend en grande mesure de la capacité neutralisante de l'atmosphère. Les émissions tant naturelles qu'anthropogéniques affectent la capacité neutralisante de l'atmosphère dans l'est de l'Amérique du Nord. Les particules fines de sols alcalins portées par le vent jouent un rôle important surtout dans les conditions plus arides. De plus, de nombreuses sources naturelles et anthropogéniques produisent de l'ammoniac, bien qu'un répertoire complet des émissions d'ammoniac reste encore à établir. Parmi ses sources importantes on compte les abattoirs, les usines municipales de traitement des eaux usées, certains processus industriels, ainsi que les matières organiques en putréfaction. La variation de la capacité neutralisante naturelle (due, par exemple, aux régions de sécheresse en amont) peut être un facteur critique pour la réconciliation des tendances des émissions de bioxyde de soufre avec celles du pH des pluies.

L'analyse des échantillons de précipitation sur une bonne partie de l'est de l'Amérique du Nord semble suggérer que le rapport molaire H^+/SO_4 passe de 1 environ au nord du Québec et à Terre-Neuve à approximativement 2 dans l'est des États-Unis. (Si l'acide sulfurique était la seule cause du dépôt acide, on s'attendrait à un rapport égal à deux.) Les valeurs plus faibles constatées dans les régions éloignées des principales régions-sources nord-américaines suggèrent qu'une certaine neutralisation des substances acides se produit dans l'atmosphère. Ce n'est donc qu'avec une certaine circonspection que l'on peut utiliser, comme substitut du dépôt acide, les valeurs de sulfates provenant des modèles. Celles-ci représentent probablement une approximation raisonnable des faibles changements d'émissions et des taux de dépôt et de concentration ambiante qui en résultent, mais elles peuvent perdre leur validité pour les changements substantiels de ces variables.

Il existe trois sortes de modèles TGD génériques de base, à savoir: les modèles lagrangien (trajectoire), eulérien (grille) et statistique. On considère que les principaux avantages de chacun de ces modèles, dans le contexte du GCR, sont les suivants: (1) lagrangien -- il intègre directement l'enlèvement par voie humide le long de la trajectoire de la masse d'air et permet d'établir la relation entre sources et récepteurs; (2) eulérien -- il traite un très grand nombre de sources d'émission et d'altitudes d'émission différentes, tient compte de façon plus réaliste des processus physiques et chimiques et se prête mieux à la validation; enfin, (3) statistique - il paramétrise les processus chimiques et d'advection pour réduire les besoins en données d'entrée et en moyens informatiques. En principe, toutes les trois sortes de modèles TGD de base pourraient s'appliquer aux périodes de simulation tant à court terme (cas épisodiques de quelques jours) qu'à long terme (phénomènes mensuels, saisonniers ou annuels). Cependant, on considère généralement que chacun de ces trois types de modèle de base est mieux adapté à une échelle de temps particulière qu'à une autre, c'est-à-dire que les modèles lagrangien et statistique sont préférables pour le long terme, tandis que les modèles du type eulérien sont mieux adaptés au court terme. Le GCR a décidé qu'à l'heure actuelle c'est la période annuelle qui intéresse en premier lieu la modélisation des transports et des relations source-récepteur. Selon une enquête sur les groupes oeuvrant dans le domaine de la modélisation, il y aurait quelque 13 groupes de modélisation en activité aux États-Unis et au Canada, la majorité d'entre eux utilisant des modèles du type lagrangien (trajectoire) appliqués à des périodes d'un mois à un an. Heureusement, les travaux portant sur les modèles de type eulérien (grille) et sur les phénomènes de courte durée ont augmenté l'année dernière, assurant un meilleur équilibre de l'effort global de modélisation. C'est un équilibre important, car les modèles du type à grille portant sur des phénomènes individuels offrent plusieurs avantages par rapport aux modèles du type à trajectoire.

Les principaux avantages et applications des modèles TGD sont les suivants:

1. Le modèle est un composant essentiel de l'interprétation des données. Par exemple, des paramètres tels le taux d'oxydation du SO_2 en particules de sulfate peuvent être déduits en adaptant les résultats du modèle aux mesures réelles.
2. Le modèle peut servir pour combler les lacunes entre les observations effectuées. Il s'agit là d'une application importante dans le calcul du dépôt sur une région surveillée par un nombre limité de points de mesure.
3. Le modèle est un instrument précieux dans la planification des campagnes de mesures de grande envergure. On peut réaliser des études de sensibilité pour déterminer l'importance relative des variables physiques à mesurer. On peut également utiliser des simulations pour évaluer le placement optimal des postes de mesure.
4. La simulation informatique représente le seul moyen de déterminer la contribution relative de diverses sources au dépôt qui affecte un récepteur donné. On peut utiliser cette information pour évaluer l'efficacité des diverses stratégies possibles pour la réduction des émissions.

Actuellement, les principales restrictions affectant les applications des modèles TGD sont:

1. Le manque d'ensembles de données complets pour l'évaluation du modèle.
2. Le manque de comparaisons entre modèles utilisant les mêmes données d'entrée.
3. La résolution limitée, par rapport au temps et à l'espace, que les modèles sont capables d'assurer (à cause surtout des données d'entrée).
4. Le manque de lignes directrices pour évaluer la validité et la précision des résultats des modèles.
5. L'absence, dans les modèles, de la chimie de l'azote ou de l'hydrogène.

Il y a aussi un écart entre les buts prévus pour les modèles à l'origine et l'usage qu'on veut en faire par la suite. La bibliographie scientifique actuelle comprend de nombreux comptes rendus concernant diverses approches de la modélisation du transport à grande distance et leurs applications. Deux excellents exposés récents sont ceux de Bass (1980) et d'Eliassen (1980).

2.3 Résultats des modélisations

Les modèles mathématiques du transport, de la transformation et du dépôt atmosphérique figurent parmi les meilleurs outils disponibles pour l'étude et l'éclaircissement des phénomènes de pollution atmosphérique à grande échelle, de transport régional et transfrontière, et de dépôt de polluants loin de leurs sources d'origine. Comme on le mentionnait à la section 2.2, par suite de l'utilisation croissante de modèles mathématiques ces derniers temps, de plus en plus de groupes spécialisés dans le domaine mettent au point des modèles concernant divers aspects des phénomènes de transport transfrontière et à grande distance. Le premier rapport du GCR ne faisait état que de deux estimations des transports transfrontières et des taux de dépôt: or, nous disposons aujourd'hui de plusieurs autres estimations.

Cette section contient trois exemples de modèles concernant les phénomènes transfrontières et de transport à grande distance: estimation du dépôt transfrontière, estimation des rapports source importante/récepteur sensible, et une comparaison des résultats obtenus par deux modèles et par des mesures réelles. Ces exemples sont présentés dans deux buts: premièrement, pour illustrer l'exactitude (ou l'inexactitude) avec laquelle les résultats de modèles choisis coïncident d'un modèle à l'autre ainsi qu'avec les mesures réelles disponibles, et deuxièmement, pour fournir des estimations quantitatives sur quelques paramètres intéressants. Il faut remarquer que les modèles font l'objet d'un perfectionnement continu, les résultats étant donc susceptibles de changer lors de chaque amélioration; on ne peut donc considérer comme définitif aucun ensemble de résultats donnés.

a) Estimations des dépôts transfrontières

Plusieurs modèles sont maintenant capables de calculer le transport total de polluants (soufre) entre le Canada et les États-Unis ainsi que le dépôt humide et sec de polluants dans chacun des deux pays. A titre d'exemple, la comparaison des résultats provenant de quatre modèles différents figurant au tableau 1 résume les estimations du dépôt annuel total de soufre dans l'est du Canada et dans l'est des États-Unis à partir de sources situées dans chacune des deux régions. Etant donné les différences de superficie entre les régions géographiques auxquelles les modèles sont appliqués, les résultats sont présentés "par unité de surface" (c.-à-d. que le dépôt total pour une région réceptrice est divisé par la superficie de la région) pour faciliter la comparaison. Les données d'émission, dont le degré de variation est moindre, datent de la période 1974 à 1978. Aux fins de la comparaison, la dernière rangée du tableau fournit des résultats basés sur des mesures dans le cas du dépôt humide, tandis que pour le dépôt sec ils sont calculés à partir de mesures de la concentration ambiante et des meilleures estimations du paramètre vitesse de dépôt.

L'étendue des résultats des modèles est due à une série de facteurs, y compris la diversité des polluants, des régions-sources, des données météorologiques, des choix de méthodes de paramétrisation, et des coefficients. Etant donné ces différences, l'accord entre les résultats des divers modèles et le fait que les résultats basés sur des mesures réelles tombent entre les valeurs-limite prévues par les modèles, sont encourageants. Ces résultats montrent que les dépôts dans l'est du Canada proviennent en parties à peu près égales du Canada et des États-Unis, tandis que la majorité des dépôts de soufre aux États-Unis sont d'origine américaine.

(b) Relations entre les sources et les récepteurs

La capacité d'identifier les sources qui contribuent aux dépôts et aux effets nocifs sur les récepteurs sensibles situés à des endroits précis représente l'un des éléments essentiels permettant de mettre au point des stratégies nationales et internationales de contrôle de la pollution. Les modèles mathématiques figurent parmi le petit nombre de moyens disponibles pour établir le rapport entre les régions spécifiques qui reçoivent les polluants et les régions précises qui en sont la source, ainsi que de déterminer les contributions respectives des régions d'origine. Cet aspect des modèles mathématiques est un perfectionnement important de l'application que nous venons de décrire à la section précédente.

La figure 1 montre un exemple graphique de ces relations source-récepteur, où les secteurs de cercle reflètent les contributions, en provenance de huit régions-source possibles, aux dépôts humides annuels de soufre à deux endroits récepteurs sensibles, c'est-à-dire la région Muskoka-Haliburton au centre de l'Ontario et la région des Adirondack au nord de l'État de New-York. Les résultats des deux modèles sont présentés aux fins de la comparaison; ceux de Venkatram *et al* (1980) à gauche et ceux de Shannon (Argonne National Laboratory, communication personnelles, 1980) à droite. Dans le premier des deux, on a alloué un secteur de grande dimension aux dépôts humides provenant de sources non incluses dans le répertoire des polluants du modèle.

Si la grandeur exacte des secteurs dans la figure 1 n'est pas trop grande, il est encourageant de savoir que les deux modèles sont largement d'accord quant à l'importance relative des diverses régions-sources contribuant à chaque région réceptrice. Le principal message de la figure 1, qui confirme les indications du rapport du GCR de l'année dernière, est que, s'il y a une contribution significative de sources locales à l'intérieur d'une même région, la majeure partie des dépôts humides provient de sources situées dans les régions adjacentes, à mille kilomètres ou plus. De grands progrès ont été réalisés au cours de l'année dernière concernant cet aspect des modèles, car le nombre de groupes engagés dans ces recherches s'est accru, avec, par conséquent, une amélioration de la capacité de relier les récepteurs à des régions-sources plus restreintes, et l'extension de cette approche pour couvrir la plus grande partie de la moitié orientale des deux pays.

(c) Comparaison des résultats des modèles et des mesures

Un élément essentiel du perfectionnement des modèles de transport à grande distance est leur validation par comparaison aux données mesurées. La figure 2 montre un exemple d'une telle comparaison, où les concentrations moyennes mensuelles de particules de sulfates, obtenues à partir de deux simulations par modèles (Bhumralkar et al, 1980; Olson, Service de l'environnement atmosphérique, communication personnelle, 1980) et à partir de mesures dans deux réseaux, sont présentées ensemble.

Parmi le nombre limité d'ensembles de données de haute qualité portant sur plusieurs variables de qualité de l'air à la fois, figure celui de la période intensive du SURE (Essai régional sur les sulfates) de juillet 1978. Ces données sont complétées par les mesures effectuées par l'Ontario Hydro dans le sud de cette province. Les observations du SURE représentent une saisie de données à 75-100%, et sont donc assez représentatives d'une vraie moyenne mensuelle, tandis que les données de l'Ontario Hydro représentent une saisie d'environ 40%.

Les deux simulations des modèles sont en accord général avec des contours le long de la vallée de la rivière Ohio et des maxima situés dans la haute vallée de l'Ohio. L'amplitude des résultats des modèles est quelque peu inférieure aux valeurs observées, surtout dans l'ouest, ce qui reflète peut-être l'exclusion des sources éloignées en amont (du point de vue éolien) et des sources locales mineures. Le maximum constaté se trouve également dans la haute vallée de l'Ohio, mais des "foyers" supplémentaires ont été décelés dans la région de St. Louis et dans les Great Smokies.

Bien que la comparaison des résultats des modèles d'une part, et des mesures réelles, d'autre part, dans cet exemple, ne couvre qu'un seul mois, elle démontre que les modèles peuvent jouer un rôle utile dans la simulation des concentrations mensuelles (et probablement à plus long terme) des sulfates, ainsi que d'autres paramètres à l'échelle régionale.

2.4 Besoins d'information

L'examen de l'état actuel des modèles de TGD et des types de résultats qu'ils produisent montre clairement que l'effort de modélisation en est encore à ses débuts. Voici la liste de certains besoins importants; une fois comblés, ils permettront d'augmenter l'utilité de ces modèles:

1. On devrait comparer entre eux les divers modèles, en utilisant un ensemble de données standard comprenant des données sur les émissions, la qualité de l'air, la chimie des précipitations et la météorologie.
2. Afin de savoir pourquoi les résultats des modèles diffèrent même lorsqu'on utilise des ensembles de données standard, on doit préciser les détails des paramètres internes et normaliser, dans la mesure du possible, la manipulation de chaque

paramètre précis, y compris les vitesses de dépôt, les rapports de lavage par les précipitations, la fonte de la neige accumulée et d'autres facteurs semblables.

3. Les processus paramétrisés dans les modèles doivent être définis avec une précision beaucoup plus grande. Parmi les processus à étudier on compte, par exemple, le balayage physique des aérosols et des gaz par les précipitations, les taux de réaction des composés du soufre et de l'azote en solution, ainsi que le transport météorologique.
4. On doit rester en contact avec les écologistes afin d'appliquer les résultats des modèles à la recherche sur les effets.

2.5 Conclusions et recommandations

1. Le domaine de la modélisation est en plein essor, à en juger par le nombre de groupes engagés dans leur élaboration et par la grande variété de modèles disponibles.
2. En particulier, les modèles commencent maintenant à toucher à l'aspect important qu'est la relation source-récepteur; en effet, celle-ci doit être cernée si l'on veut élaborer des stratégies de contrôle.
3. L'accent reste toujours, bien sûr, sur l'élaboration de modèles permettant de prévoir le comportement atmosphérique des composés du soufre. Bien que le rôle des oxydes d'azote et de l'ion d'hydrogène soit très important, l'effort portant sur cet aspect reste relativement faible.
4. On recommande d'élaborer des lignes directrices pour l'évaluation, la comparaison et les tests de sensibilité des modèles, et d'effectuer ces activités au cours des six à douze mois prochains, éventuellement sous forme d'une série d'ateliers de travail organisés par le sous-groupe de modélisation du GCR, à résumer dans un compte rendu.

CHAPITRE 3 - SURVEILLANCE DES PRÉCIPITATIONS ET DE L'AIR

3.1 Introduction.

La mesure et l'évaluation routinières du dépôt et de la composition atmosphérique et des précipitations est un aspect essentiel des efforts visant à élucider les phénomènes et les effets du transport à grande distance et des pluies acides. Pour ce qui est des modèles atmosphériques, la surveillance fournit des données qui sont essentielles aux fins de la validation. Du point de vue des effets, les mesures réelles permettent de vérifier la validité des données atmosphériques et de la concentration ambiante utilisées comme données d'entrée. La flexibilité supérieure des mesures réelles permet d'obtenir une résolution spatiale et temporelle plus précise que celle de la plupart des modèles.

L'historique de la surveillance, tout au moins en ce qui concerne les dépôts et la composition des précipitations, est plutôt médiocre en Amérique du Nord, où la surveillance s'est faite plutôt sporadiquement depuis les premiers efforts de Junge au milieu des années 1950, tandis qu'en Europe il y a des réseaux spécialisés dans ce domaine depuis le début des années 1950. Ce n'est qu'au cours de ces dernières années que des organismes mixtes se sont engagés dans la surveillance à long terme tant au Canada qu'aux États-Unis.

L'Amérique du Nord possède maintenant un grand nombre de réseaux, tant pour la chimie des précipitations que pour la qualité de l'air. Les réseaux de surveillance de la chimie des précipitations sont traités de façon plus détaillée ci-après. Des réseaux de surveillance atmosphérique sont exploités largement par les paliers gouvernementaux des États, des provinces et des collectivités locales dans les deux pays. La coordination internationale et interorganismes reste encore limitée. Une lacune notable est le manque de mesures routinières du dépôt sec.

3.2 Réseaux

La gamme des réseaux de surveillance du dépôt humide au Canada et aux États-Unis comprend, d'une part, ceux dont l'horizon est national et à long terme et, d'autre part, les réseaux régionaux dont les objectifs sont à plus court terme. Le Réseau canadien d'échantillonnage des précipitations (CANSAP) et le National Atmospheric Deposition Program (NADP) aux États-Unis sont des réseaux conçus pour la collecte de données à long terme sur la distribution régionale des dépôts et de la composition des précipitations. Plusieurs autres réseaux, y compris ceux de la Tennessee Valley Authority, du Electric Power Research Institute, de la région V de l'EPA, du ministère ontarien de l'Environnement et le Réseau sur la chimie des précipitations (Grands Lacs) pratiquent un échantillonnage plus dense dans des régions plus restreintes. Quelques réseaux ont pour but principal la recherche visant à étayer les études sur la chimie et les modèles atmosphériques, tels que le réseau MAP3S (États-Unis) et le Réseau de surveillance de l'air et des précipitations du SEA (Canada).

Les principaux objectifs des réseaux nationaux CANSAP et NADP concernent les variations, à grande échelle et à long terme, de la composition des précipitations, afin de pouvoir la relier aux incidences sur les cultures, forêts, lacs et cours d'eau douce ainsi qu'aux dommages physiques. La coordination entre ces deux réseaux comprend un programme d'échange d'échantillons, une comparaison entre les échantillonneuses automatiques de précipitation (dans le cadre du programme MAP3S), une banque de données conjointe avec l'EPA ainsi qu'un programme conjoint d'échantillonnage, dans lequel chaque réseau partagera six stations - trois aux États-Unis et trois au Canada. Selon les prévisions, ce dernier programme devrait assurer la compatibilité des données provenant de ces deux réseaux à travers la plupart de l'Amérique du Nord.

3.3. Résultats

Par suite des activités de surveillance accrues au cours des cinq dernières années, un vaste ensemble de données couvrant l'Amérique du Nord est en train de s'élaborer à partir des réseaux canadiens et américains. La figure 3, qui combine les ensembles de données de 1976 à 1979, montre une carte préliminaire du pH sur le plan continental. À mesure de l'expansion des systèmes de surveillance, surtout dans les régions de l'ouest, on devrait pouvoir établir une carte beaucoup plus détaillée permettant éventuellement de détecter les changements qui surviennent d'une année à l'autre dans la composition des précipitations, et particulièrement de l'acidité.

Le problème des dépôts acides est le plus grave dans la partie nord-est des États-Unis et dans la partie sud-est du Canada. Cependant, selon des données récentes, la portée géographique du problème s'accroît dans le sud-est et le centre-ouest des États-Unis, tous les États à l'est du Mississippi en étant affectés à un certain degré (Likens *et al.*, 1979). Des preuves limitées de pluies acides sont maintenant disponibles pour des localités situées dans l'ouest des États-Unis et du Canada en aval de centres urbains majeurs tels Los Angeles, San Francisco et Seattle.

3.4 Nouveaux horizons dans la surveillance aux fins de la recherche

De nouvelles techniques de surveillance, actuellement en voie d'élaboration, modifieront peut-être les procédés de mesure des dépôts atmosphériques. Ces techniques comprennent la mesure en temps réel du pH, de la conductivité et des ions principaux. L'analyse des échantillons peut se faire dès qu'ils ont été recueillis; la chromatographie ionique serait utilisée dans le cas des ions. Par ailleurs, les chercheurs essaient actuellement des colonnes d'échange d'ions qui seraient spécifiques aux ions tels que ceux des sulfates et des nitrates, permettant de retourner les colonnes au laboratoire pour analyse et éliminant ainsi le besoin d'entreposer et d'expédier les échantillons. D'autres nouveaux domaines de recherche comprennent l'essai de collecteurs de précipitation de conception nouvelle, la mise au point de nouvelles techniques de mesure du dépôt sec et d'autres encore. Les progrès qui se font dans ces domaines de la surveillance devraient pouvoir améliorer grandement le fonctionnement des réseaux.

CHAPITRE 4 - EFFETS DU DÉPÔT ATMOSPHÉRIQUE

4.1 Introduction

Le premier rapport du GCR (1979) présentait une vue d'ensemble des connaissances sur l'impact et l'effet des précipitations acides sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Il présentait également une évaluation de l'étendue géographique des régimes susceptibles ou sensibles, basée sur les indices de sensibilité brute, ainsi que certaines preuves de la dégradation des écosystèmes actuellement détectable. Le but de ce chapitre étant de mettre à jour et de compléter le rapport de 1979, on prend pour acquis que le lecteur possède les informations contenues dans le rapport antérieur.

Au cours de l'année dernière, on a obtenu certains résultats qui sont soit nouveaux soit plus détaillés que ceux examinés dans le premier rapport.

De nouvelles recherches ont porté sur une meilleure délimitation des régions géographiques de l'est de l'Amérique du Nord qui sont affectées par la pollution à grande distance, et sur le classement de la végétation, des sols et des eaux de ces régions selon leur susceptibilité relative à cette pollution. Plusieurs bassins aquatiques représentant diverses régions affectées font l'objet d'études pluridisciplinaires visant à évaluer la façon dont les polluants affectent le fonctionnement et le comportement des écosystèmes, tandis que des études plus spécialisées visent à cerner les interactions entre la pluie acide et les tissus végétaux. Ces études améliorent considérablement notre compréhension du dépôt acide en tant que problème grandissant à l'échelle continentale. Elles confirment de plus l'importance qu'il faut attacher à l'éclaircissement des mécanismes entraînant ces effets et de la manière dont les écosystèmes se dégradent. Les résultats permettent de mieux apprécier le point auquel on peut extrapoler l'expérience européenne pour l'appliquer aux diverses régions du Canada et des Etats-Unis, ainsi que la validité du procédé inverse.

4.2 Étendue des régimes terrestres ou aquatiques sensibles

Les cartes de sensibilité présentées dans le premier rapport du GCR couvraient le Canada seulement et étaient basées sur la chimie des eaux de surface. Depuis ce premier rapport, des études sommaires sur la sensibilité des terres et des roches de fond ont été complétées aux États-Unis comme au Canada.

Un programme d'études à court terme lancé en 1979 par l'EPA américaine comprenait des répertoires compréhensifs de la distribution, dans l'est des Etats-Unis, des types de roches de fond et de terres qui seraient spécialement sensibles aux apports acides. Hendrey et al (1980) a élaboré une carte détaillée de la géologie des roches de fond des États situés à l'est de la rivière Mississippi, montrant les divers degrés de pouvoir tampon. Les formations rocheuses ont été classées dans les catégories suivantes:

- TYPE I - Pouvoir tampon faible ou inexistant, très fort impact de la précipitation acide. (Granite/syénite, gneiss granitiques, grès quartzeux, ou équivalents).
- TYPE II - Pouvoir tampon moyen à faible, impact de la précipitation acide limité aux cours d'eau du premier et second ordre et aux petits lacs. (Grès, schistes, conglomérats, roches variant du type hautement métamorphique au type volcanique intermédiaire, roches éruptives intermédiaires, gneiss silico-calcaires).
- TYPE III - Pouvoir tampon élevé à moyen, aucun impact des précipitations acides, sauf pour les eaux de ruissellement excédentaires dans les régions à sol gelé. (Roches volcaniques légèrement calcaires variant du type intermédiaire faible au type basique.)
- TYPE IV - Pouvoir tampon "infini", aucun impact de la précipitation acide. (Sédiments hautement fossilifères ou équivalents métamorphiques).

Basé sur le classement des roches de fond ci-dessus, une carte des "zones sensibles" dans l'est des États-Unis a été mise au point comté par comté (figure 4) pour assurer la compatibilité avec les données présentées sous d'autres formats. Bien qu'il soit impossible d'analyser ainsi les lacs ou systèmes de drainage individuels, on peut quand même identifier les régions générales de vulnérabilité élevée.

Des essais portant sur des régions précises où la chimie de l'eau était documentée, ont eu pour but d'indiquer à quel point la lithologie de la roche de fond était représentative de la sensibilité à l'acidification. Pour les régions examinées, on a constaté une représentativité élevée.

Les limites de ce rapport ne permettent pas de présenter ces cartes détaillées; cependant, les régions des États-Unis qui sont sensibles à l'acidification correspondent généralement à celles de la figure 7 du rapport GCR antérieur. On peut obtenir des détails locaux à partir du rapport de Hendrey et al (1980).

Au Canada, la relation simple entre le sol et la roche de fond sous-jacente a été faussée par les glaciers qui ont transporté des débris d'un type de roche de fond vers des régions où la composition des roches est assez différente. Par exemple, dans la région du Bouclier canadien située au nord du Lac Supérieur, les glaciers continentaux ont étalé une couche de dépôts glaciaires riches en carbonate de calcium sur une roche granitoïde sur une zone qui s'étend des centaines de kilomètres à l'ouest et au sud du bassin calcaire de la Baie d'Hudson. Dans ce cas, les dépôts glaciaires riches en calcaire ont apporté un pouvoir tampon considérable à un terrain qui, en l'absence de glaciation, aurait produit des couches superficielles riches en quartz et à pouvoir tampon faible.

La Commission géologique du Canada publie des cartes de toutes les données géochimiques disponibles pour les eaux lacustres et les sédiments. Recueillies dans le cadre du Programme fédéral-provincial d'exploration de l'uranium (Programmes nationaux d'exploration géochimique), ces données démontrent clairement l'étroite relation qui existe entre les variations de la chimie lacustre et le type de roche de fond locale, d'une part, et la nature des débris transportés par voie glaciaire et couvrant cette roche de fond, d'autre part. Dans la région située au nord du Lac Supérieur, la gamme naturelle de valeurs de l'acidité des eaux lacustres (3,5-8,5) et les niveaux des traces de métaux dans les sédiments lacustres (arsenic, mercure, etc.) s'expliquent bien à partir de la géologie des roches de fond et des effets de la glaciation.

Les cartes dans les figures 5 et 6 montrent une juxtaposition de la lithologie des roches de fond et des transports et dépôts glaciaires de matières superficielles couvrant l'est du Canada. On devrait comparer ces cartes aux cartes de sensibilité basées sur la chimie des eaux de surface et qui étaient incluses au rapport du GCR (1979). On peut constater une correspondance étroite entre celles-ci, mais on constate également des variations de sensibilité locales que l'on ne peut pas montrer sur une carte à grande échelle. Une étude sur l'alcalinité des lacs effectuée par Conroy (1979) dans la région de l'Ontario qui se trouve au nord de la Baie Georgienne, illustrée par la figure 7, montre clairement les variations locales dues tant à la lithologie qu'aux variations dans le transport glaciaire.

McFee (1980) a recueilli les informations disponibles sur les caractéristiques chimiques des sols dans l'est des États-Unis afin de mettre au point des cartes qui délimiteraient des zones selon la sensibilité des sols. La sensibilité y était définie, pour les sols, en fonction de la fraction de cations échangeables qui serait lessivée des 25 cm supérieurs d'un sol au cours de 25 années de précipitation avec un pH moyen de 3,7 et une hauteur pluviométrique de 100 cm/an. Dans l'évaluation de la sensibilité, il a tenu compte des paramètres suivants:

- Pouvoir tampon total, dû surtout à l'argile et aux substances organiques du sol;
- Saturation basique ou pourcentage de la capacité d'échange que l'on peut évaluer à partir du pH;
- Régime de gestion auquel le sol est soumis (c.-à-d. si le sol est cultivé, fertilisé ou chaulé); ou
- Présence ou absence de carbonates.

En fonction de ces critères, McFee a élaboré des cartes de sensibilité des sols pour chaque État situé à l'est de la rivière Mississippi. Ces cartes ont alors été réunies en une carte générale de l'est des États-Unis pris dans son ensemble (figure 8). Suivant des approches semblables, Wang et Coote (1980) ainsi que Robitaille et Renie (1980) ont classé les sols des terrains agricoles et forestiers de l'est du Canada en fonction de leur susceptibilité aux changements de pH résultant de la pluie acide (figure 9). La méthodologie n'en est pas strictement comparable à celle de McFee, puisque ce sont ici les bases échangeables plutôt que la CEC qui ont été utilisées pour déterminer la sensibilité des sols. Cependant, les deux cartes présentent une évaluation approximative de la sensibilité relative des sols à l'échelle semi-continentale.

La figure 8 démontre clairement qu'une très forte proportion de l'est des États-Unis comprend des sols ayant une certaine mesure de sensibilité à l'acide. Ces régions sont concentrées dans le sud-est des États-Unis sur des sols fortement désagrégés, sur les sols en pente et peu épais des régions du plateau appalachien, dans les Adirondack, et dans les argiles à blocs grossiers de la Nouvelle-Angleterre et des États des Grands Lacs. Sur une grande partie de cette région, un fort pourcentage des sols est cultivé; les effets de la précipitation acide sur les sols, le cas échéant, sont éclipsés par les produits d'amendement du sol, tels que la chaux et les engrais chimiques.

La figure 9 montre que la plupart des sols agricoles sensibles du Canada se trouvent au Québec, avec quelques petites régions parsemées dans le Bouclier de l'Ontario et dans les provinces de l'Atlantique. Partout dans la région, les sols modérément sensibles sont surtout ceux à texture grossière, tandis que la

majorité (environ 70%) de la zone agricole est non sensible. Les problèmes d'acidité des terres agricoles affecteront le plus probablement les sols sensibles ou modérément sensibles qui, outre les pluies acides, reçoivent des applications massives d'engrais azotés, mais ne reçoivent que rarement de la chaux dans le cadre de leur programme de gestion.

Une forte proportion des terres indiquées dans la catégorie plus ou moins sensible sont recouvertes de forêt et ne reçoivent donc généralement pas la chaux et les engrais qui sont souvent appliqués sur les terres cultivées. Les sols forestiers peuvent donc être affectés de manière plus ou moins adverse par la pluie acide, relativement aux terres agricoles. Par ailleurs, puisqu'il est plus difficile, pratiquement et économiquement, d'appliquer des produits améliorants tels que la chaux, les effets à long terme peuvent être plus sérieux dans les sols forestiers. Ces effets se manifesteront non seulement dans l'ensemble de l'écosystème terrestre, mais aussi à l'intérieur des systèmes aquatiques adjacents alimentés par les eaux qui percolent à travers les systèmes terrestres.

4.3 Effets sur les écosystèmes

Les résultats des recherches sur les incidences de la pluie acide dans de nombreux endroits montrent que les conséquences tant à court qu'à long terme pour les sols, la végétation, la faune et les ressources aquatiques ne peuvent faire l'objet d'une étude adéquate que dans le contexte des écosystèmes. Plus précisément, on doit tenir compte de tous les éléments suivants:

- Changements de la chimie des pluies dus au passage à travers la couronne des arbres et les couches de débris organiques;
- Effets de l'altération chimique de la solution des sols (y compris les effets éventuels des engrais) sur l'absorption de substances chimiques par les plantes;
- Effets sur les processus biologiques du sol tels la décomposition, la fixation de l'azote, la nitrification, l'oxydo-réduction du soufre, etc.;
- Effets de la désagrégation du sol et de la mobilisation des minéraux vers les eaux superficielles et souterraines; et
- Rôle de l'absorption des sulfates par le sol dans le contrôle de la chimie de la solution du sol et de l'écoulement basique vers les cours d'eau et les lacs.

Pour comprendre ces relations, il faut connaître en détail les processus par lesquels les sols et les écosystèmes réagissent aux ajouts acides, ainsi que leurs effets mesurables. Les sections suivantes examinent donc ces processus et leurs effets sur les eaux souterraines ainsi que sur les écosystèmes terrestres et aquatiques.

4.4 Mécanisme par lequel s'exercent les effets

A cause des différences constatées entre les types et les amplitudes des effets d'un même niveau d'apport acide, les efforts de recherche portent actuellement sur tous les aspects de l'intervention des apports de H^+ lorsque ces derniers traversent la frondaison des forêts et les diverses couches de sol (Morrison, 1980). Les résultats signalés par Cronan et Schofield (1979) indiquent une augmentation considérable du contenu en cations ainsi qu'en H^+ et SO_4^{2-} de la précipitation qui traverse la frondaison, comparativement aux concentrations rencontrées au-dessus de cette dernière. Dans le sol, ces apports entraînent des concentrations relativement élevées d'aluminium dissous et d'autres ions potentiellement toxiques et sont à l'origine de concentrations également élevées dans les eaux de surface et souterraines. Ce phénomène semble être dû à de légères augmentations du lessivage des cations du sol; il représente un lien biogéochimique important entre les environnements terrestres et aquatiques exposés

à la précipitation acide. Le transport de ces ions d'aluminium ou autres vers les lacs acidifiés crée, en dernière instance, une forte perturbation de l'équilibre ionique normal, et donc une dégradation de l'habitat ichthyologique.

On met au point actuellement plusieurs programmes de recherche majeurs afin d'étudier les répercussions concernant la recherche et la toxicité éventuelle des substitutions ioniques, et pour les placer dans un contexte permettant de définir les besoins et les options de réglementation gouvernementale. Dans le cadre d'une de ces études, coordonnée par le laboratoire EPA américain à Duluth (Minnesota), les effets sur les eaux souterraines, les systèmes terrestres et les systèmes aquatiques sont considérés en tant que conséquence des mobilisations ioniques, qui, à partir de l'atmosphère, affectent ces ressources. Un lien intégral y est établi entre les effets de la toxicité de l' Al^{3+} et les effets des concentrations de H^+ et de la réduction de Ca et Mg. Pour définir la "tolérance" aux ajouts de H^+ ainsi qu'une base pour l'élaboration d'une réglementation normative éventuelle, le programme de Duluth veut utiliser les mécanismes de réaction analysés ici, combinés à des caractérisations des sols et du bassin hydrographique des États des Grands Lacs.

La chimie des composants de la pluie acide qui affectent les sols doit, elle aussi, faire l'objet de recherches. Sur ce point, il peut se produire, entre certaines formes d'azote et les sols, certaines réactions acidifiantes telle la nitrification de l'ammonium; par ailleurs, ces formes d'azote peuvent avoir des effets essentiellement neutralisants, comme la perte de nitrate par dénitrification ou absorption par les plantes (Coote et al, 1980). Les réactions des divers composants des pluies acides avec les composants des sols demandent des études approfondies, surtout dans le cas des sols podzoliques très acides, mais pauvres, qui supportent la majeure partie de la végétation forestière dans l'est de l'Amérique du Nord.

4.5 Effets sur les cultures et les forêts

Les effets directs de la précipitation acide ont été notés en comparant la sensibilité relative des cultures aux précipitations acides simulés. Les résultats montrent que sur les 35 espèces culturales examinées, le feuillage de 31 subissait des dégâts à un pH de 3,0, 28 à un pH de 3,5 et 5 à un pH de 4,0. A un pH de 3,0, les dommages foliaires subis par les épinards, les cardes et les tomates sont suffisamment sévères pour affecter la commercialisation, ce qui s'applique d'ailleurs également aux cultures racinaires telles les radis et les betteraves, lorsque celles-ci sont commercialisées avec leur feuillage.

Des essais ont indiqué une réduction de rendement pour cinq cultures (radis, betteraves, carottes, feuille de moutarde et brocoli), une augmentation de rendement pour sept cultures (tomates, poivrons, fraises, luzerne, dactyle pélotonné et phléole des prés) et des effets ambigus sur le rendement de deux cultures (pommes de terre et ivraie de Perse). Pour quinze cultures, l'effet sur le rendement

n'était pas significatif du point de vue statistique.

Les effets sur le rendement n'étaient généralement pas corrélés avec les dommages foliaires, mais le regroupement des cultures a révélé de fortes différences. Seulement le rendement des dicotylédones était réduit par les précipitations acides, les radis, betteraves et carottes étant les plus gravement atteintes, suivies des cultures vertes (feuilles de moutarde, épinards, cardes, laitue et tabac), puis des cultures du type chou (chou, brocoli et chou-fleur), et enfin des tubercules (pommes de terre). Par contre, les légumes (petits pois, luzerne et trèfle rouge) et les fruits (tomates, poivrons et fraises) étaient plutôt stimulés par les précipitations acides, tandis que certaines cultures fourragères monocotylédones (plants avec une seule feuille séminale) devenaient plus productives (Lee et al., 1980).

Les polluants atmosphériques peuvent avoir aussi un effet direct sur les plantes. Par exemple, le SO₂ gazeux influe directement sur les cellules des plantes, entraînant une acidification interne chronique; il peut également agir de façon synergétique avec d'autres polluants atmosphériques. Les concentrations de CO₂ élevées se trouvent d'habitude près des sources; les répercussions transfrontière et à grande distance de ces effets ne sont pas encore bien connues. Il faudrait disposer de meilleures données de surveillance provenant des zones rurales. Les fruits, les légumes, les haricots blancs et le soya figurent parmi les cultures sensibles à grande valeur commerciale.

Les effets directs de toute une gamme de polluants atmosphériques et d'autres sollicitations exercées sur le tissu foliaire de nombreuses espèces de végétation forestière ont été décrits et illustrés dans un manuel détaillé de symptomologie (Malhotra et Blauel, 1980); aussi, on a essayé, à deux reprises, de classer les sensibilités relatives de la végétation couvrant de vastes régions géographiques. L'une de ces tentatives (Robitaille, 1980) traite de la végétation forestière de l'est du Canada, tandis que l'autre (Malvern et al., 1980) étudie les cultures agricoles de l'Ontario. Au sud du Québec, par exemple, des forêts d'érables à sucre/bouleaux jaunes - comprenant aussi des hêtres, bouleaux à papier, sapins baumiers et pins blancs - semblent hautement sensibles aux polluants atmosphériques. Plus au nord, par contre, on trouve des régions moins sensibles où prédomine l'épinette noire ou le sapin baumier associé au bouleau jaune ou à papier. La sensibilité augmente à nouveau dans le grand nord à cause des vastes étendues de lichen à l'intérieur des populations ouvertes d'épinette noire. La situation de la végétation forestière au Québec ressemble quelque peu à celle des cultures agricoles en Ontario, dans la mesure où la végétation plus sensible et à plus haute valeur commerciale semble occuper les régions plus exposées aux pluies acides.

Bien que les effets directs des précipitations acides sur les tissus de plantes agricoles et d'arbres doivent encore être étudiés plus en détail en fonction des mélanges polluants précis entrant en jeu, une étude critique vient de souligner la forte préoccupation

réservée aux sols pauvres qui supportent les forêts de l'est de l'Amérique du Nord (Rennie, 1980). Un grand nombre de données indirectes actuelles suggère que la surcharge acide mènera, tôt ou tard, à une réduction de la productivité des sites, réduction qui serait très coûteuse du point de vue socio-économique et dont les conséquences seraient impossibles à redresser. Des enquêtes en cours, tant sur le terrain que dans la serre et au laboratoire, visent à quantifier le rythme de dégradation auquel on peut s'attendre et à évaluer le degré de réduction qui est nécessaire, dans le dépôt acide, pour conserver un environnement sain.

4.6. Effets sur les écosystèmes aquatiques

Le premier rapport du GCR présentait les effets de la précipitation acide sur les écosystèmes aquatiques en termes de perte du pouvoir tampon, de diminution du pH et de dommages subis par les biosystèmes y associés, ainsi que les preuves de l'effondrement des populations de poissons sensibles. Un effort de recherche a été dirigé vers la quantification plus précise du degré d'acidification du régime aquatique, la quantification des mécanismes géochimiques qui régissent l'acidification, et enfin, la définition des mécanismes reliés à la réaction des biosystèmes.

Une analyse récente de la base de données du Système ontarien d'informations sur la pêche (1980) a produit certains résultats significatifs, bien que préliminaires. Dans la région ontarienne couverte par ce répertoire, il y aurait 2000 à 4000 lacs (la plupart mesurant moins de 10 hectares) déjà acidifiés à un point tel qu'ils sont incapables d'assurer la survie de la plupart des populations de poissons avantageux. Cette analyse montre également qu'une forte proportion des ombles de fontaine, des truites fardées et des achigans à petite bouche de la province vivent dans des lacs qui sont apparemment très sensibles aux sollicitations acides et qui reçoivent actuellement de très fortes charges d'acide. Puisque la vitesse d'acidification d'un lac sensible semble reliée à la taille du lac, les petits lacs peu profonds réagissent aux changements d'acidité des précipitations plus rapidement que les grands lacs profonds, et comme les associations de poissons telles que l'omble de fontaine seul, l'achigan seul, ou l'omble de fontaine et l'achigan ensemble, préfèrent les lacs plus petits, ce sont ces populations de poissons qui sont les plus menacées dans l'immédiat. Cependant, si les lacs contenant des truites fardées sont plus grands et plus profonds, ils sont aussi sensibles au stress acide; une plus grande perte de population de truites fardées est donc possible, mais à plus long terme, au niveau actuel de charge acide. On s'attend à retrouver cette situation ontarienne dans les autres régions sensibles de l'est du Canada; des efforts sont en cours pour essayer d'évaluer l'envergure des pertes potentielles de ressources de pêche intérieure, dans toutes les régions, dues aux précipitations acides.

Le premier rapport du GCR présentait des preuves de l'acidification des rivières des régions côtières de la Nouvelle-Écosse. Une étude supplémentaire des rivières Tushet et Medway (Thompson et Bennett, 1980) a révélé une nette corrélation et une réaction dynamique entre l'acidité des cours d'eau et les charges de sulfates excédentaires. D'après cette étude, il y aurait une réaction rapide du pH des cours d'eau aux changements de charge de sulfate, ce qui indiquerait un rétablissement plutôt rapide de la qualité des cours d'eau si l'on parvenait à réduire ces charges. Par contre, on ne saurait s'attendre à une telle réaction rapide des bassins où les périodes de résidence sont plus longues; de plus, le retour à une acidité appropriée n'entraînerait pas le rétablissement du biosystème dégradé.

L'influence de l'acidification des rivières de la Nouvelle-Écosse sur le saumon atlantique indigène n'est pas bien documentée, mais les chiffres récents indiquent de sérieuses pertes du côté halieutique. En 1980, seulement 5 saumons indigènes sont revenus au Tusket (Peterson, 1980). Des pertes semblables caractérisent les autres rivières où le pH est tombé à moins de 5. Les rivières dont le pH est au-dessus de 5,4 semblent supporter normalement le frai des saumons.

En dépouillant les données de recherches et d'enquêtes, on commence à cerner les taux de changement de l'acidité des régimes aquatiques en fonction des charges acides. Les bases de données sont généralement inadéquates et parsemées de lacunes. Cependant, des répertoires de mesures couvrant des périodes d'une décennie pour les lacs sensibles de la région de Kenora, en Ontario, avec des précipitations ayant un pH de 5 ou plus, n'ont révélé aucune perte mesurable du pouvoir tampon (Schindler, Institut des eaux douces, Winnipeg, communication personnelle, 1980). Les lacs des monts La Cloche et les autres lacs ontariens soumis à une précipitation dont le pH est près de 4 ont subi une forte perte de leur pouvoir tampon au cours d'une décennie (Beamish et Harvey, 1972). Dans de nombreuses études, on a mesuré des cadences d'acidification intermédiaires. Bien que le taux de réaction soit probablement relié à l'usage des terres et à la géochimie du bassin, l'éventail de réactions décelées à partir des répertoires limités disponibles serviront de guides utiles jusqu'à ce qu'on puisse mettre au point et vérifier des modèles plus déterministiques.

La capacité de charge acide des écosystèmes pouvant être acceptée comme capacité de charge permmissible est reliée à la géochimie du bassin, qui peut varier des bassins calcaires à très grand pouvoir tampon aux bassins de roches granitiques à pouvoir tampon négligeable. On poursuit actuellement un vaste effort de recherche pour élaborer des indices ou des modèles permettant de définir la capacité de charge ou les relations entre la sollicitation acide et la réaction du bassin. Plusieurs spécialistes (voir, par exemple Héndrey 1980) ont examiné, en fonction des expériences nord-américaines, les modèles d'Henricksen (1979), où le contenu en calcium ou

le contenu total en cations (moins le H^+) des eaux est utilisé comme indicateur du potentiel d'acidification. Bien que ce concept semble prometteur pour la définition d'une capacité de charge permmissible approximative, un perfectionnement et une vérification plus poussés s'imposent avant de pouvoir établir les taux de charge acceptables.

Les relations réciproques entre l'acidification et la mobilité ainsi que la disponibilité d'éléments métalliques qui en découle se sont révélées comme la cause première (possible) de la toxicité à l'égard du biosystème. Une grande partie des recherches actuelles porte sur l'association de l'acidité et de la disponibilité d'aluminium. Selon certaines preuves qui commencent à voir le jour actuellement, la contamination des poissons par le mercure serait reliée à l'acidité de l'habitat lacustre, bien que le mercure soit peut-être déposé également par les processus atmosphériques.

Selon des essais récents en laboratoire (Mayfield, 1980) sur des sédiments recueillis de lacs ontariens dans des régions qu'on soupçonnait être susceptibles aux apports acides, un pH faible augmente la probabilité de la méthylation et libération de certains métaux tels le plomb et le mercure, mais non pas l'arsenic ou le sélénium. Puisque les composés méthylés ont tendance à être plus toxiques et plus cumulatifs biologiquement, ils traversent facilement la chaîne alimentaire pour aller se loger dans les poissons.

D'après un autre ensemble de résultats, si l'on abaisse le pH des sédiments lacustres, le métabolisme des micro-organismes habitant cette couche décroît. La signification de ces résultats, c'est que la capacité des lacs à recycler les éléments nutritifs peut être inhibée par les apports acides.

Etant donné que la disponibilité d'aliments constitue souvent le facteur limite pour de nombreuses espèces de volatiles sauvages, on met en train actuellement des études pour déterminer les effets des pertes du biosystème des lacs acides sur les organismes d'ordre supérieur dans la chaîne alimentaire. La nourriture du huard commun (*Gavia immer*) consiste de poissons à environ 80%, le restant comprenant des crustacés, mollusques, sangsues et insectes aquatiques. L'habitat du huard pourrait ainsi être détruit si les populations de poissons diminuaient à cause de l'acidification. Des études effectuées à New York indiquent que la productivité des huards reste élevée, mais que la densité de nids a diminué dans la région des Adirondack (Trivelpiece et al, 1979). D'autres segments de la faune pourraient également subir des pertes dues à l'acidification. Ces études sont actuellement en cours.

4.7 Implications, pour la santé humaine, du TGDPA

Il n'y a guère de doute que les fortes concentrations de contaminants aériens peuvent entraîner toute une gamme de troubles, dont les maladies respiratoires et le cancer pulmonaire. On tient

aujourd'hui pour acquis le lien entre les cigarettes et le cancer pulmonaire. Les incidents de pollution atmosphérique tel celui qui eut lieu à Londres dans les années 1950 ont eu pour conséquence une plus grande susceptibilité aux infections respiratoires et aux maladies pulmonaires, ainsi qu'une mortalité excessive chez les personnes âgées ou celles souffrant déjà de maladies pulmonaires. Cependant, il est extrêmement difficile - probablement même impossible - d'évaluer, avec certitude, à l'heure actuelle, les répercussions, sur la santé humaine, du transport à grande distance de polluants atmosphériques.

Le transport atmosphérique à grande distance n'est qu'un seul véhicule, parmi d'autres, qui expose la personne aux polluants atmosphériques. En effet, en termes d'exposition totale aux polluants atmosphériques, ce transport ne représente qu'une faible proportion du fardeau total. Parmi les sources plus importantes on compte la fumée des cigarettes, les émissions locales associées aux milieux industriels et urbains, le lieu de travail et peut-être même les environnements de bureau et à l'intérieur des maisons. Par exemple, les concentrations de bioxyde de soufre sont maximales près de la source de pollution et le transport à grande distance de ce contaminant ne contribuera probablement pas de façon significative à l'exposition du public, surtout dans les milieux industrialisés et urbains.

En général, le transport à grande distance dilue les contaminants atmosphériques à des niveaux où les effets nocifs sur la santé ne seront probablement pas immédiatement visibles, ou alors seront éclipsés par ceux des sources de pollutions atmosphériques locales et d'autres variables complexes dont on sait qu'elles ont un effet sur la santé humaine, notamment la température, les facteurs socio-économiques, l'historique médical de la personne, l'alimentation et les activités de loisirs. On se rend compte aujourd'hui, cependant, que ce processus peut influencer la nature de certaines espèces présentes dans l'atmosphère, et qu'il faut encore répondre aux questions qui se posent sur les répercussions à long terme de l'exposition à de faibles niveaux de ces contaminants. La présence d'aérosols de sulfates, formés dans l'atmosphère à partir du bioxyde de soufre, est l'objet d'une certaine préoccupation. L'existence de corrélations entre les concentrations de sulfates atmosphériques et la morbidité ou la mortalité excessives a été utilisée par certains spécialistes comme un point de départ pour quantifier les dommages à la santé que peut entraîner l'exposition à ce contaminant. Cependant, il subsiste de l'incertitude concernant ces estimations; des études épidémiologiques supplémentaires, bien conçues, basées sur des données d'exposition plus détaillées, devront être entreprises avant de pouvoir tirer des conclusions définitives.

4.8 Qualité de l'eau

En plus des répercussions sur la santé directement reliées à l'exposition aux contaminants atmosphériques associées au transport à grande distance, l'acidification des eaux permet de penser à une contamination croissante, par des éléments toxiques, des sources d'eau potable, à mesure que l'acidité augmente. Ce problème a deux volets:

- (a) La mobilisation d'ions métalliques toxiques provenant des dépôts de minerais naturels, des sols et des sédiments, peut entraîner des concentrations accrues d'espèces toxiques dans les sources d'eau potable acidifiées. Il se peut que les procédés de traitement d'eau classiques soient incapables de réduire les concentrations de certains éléments.
- (b) La corrosion des tuyaux métalliques peut attaquer les systèmes de distribution à cause de la corrosivité accrue de l'eau; la probabilité que cela arrive est d'autant plus forte que l'on omet (ou que l'on est incapable) d'ajuster l'acidité de l'eau (ou de prendre d'autres mesures pour le contrôle de la corrosion) dans les usines municipales de traitement des eaux.

Ici encore, il faut disposer de données supplémentaires avant de pouvoir évaluer avec précision l'exposition humaine aux éléments toxiques résultant de ces processus.

Des programmes de recherche visant à cerner avec plus de précision les relations entre l'effet sur la santé et le TGDPA et l'impact de l'acidification des eaux potables s'effectuent actuellement au Canada et aux États-Unis. Puisque certaines de ces études prendront beaucoup de temps, la validation ou l'infirmité des problèmes que nous percevons actuellement ne se réaliserait que d'ici quelques années.

4.9 Autres contaminants atmosphériques importants à grande distance

Bien que les programmes TGDPA tant aux États-Unis qu'au Canada aient porté principalement sur le SO₂ et l'acidification y afférente, on se préoccupe depuis quelque temps des dommages infligés aux écosystèmes par d'autres contaminants, eux aussi transportés sur de grandes distances et déposés dans des régions éloignées. Si ces préoccupations ne constituent pas l'objectif premier du programme TGDPA, on en fait mention ici pour ne pas impliquer que les oxydes de soufre et le dépôt acide représentent les seules préoccupations du TGDPA.

De plus en plus de preuves viennent appuyer l'hypothèse d'une contamination, par le mercure et les produits organiques synthétiques, des régimes aquatiques éloignés (Brouzes et al, 1977 et Eisenreich et al, 1980). Des mesures préliminaires mais soigneusement vérifiées, effectuées dans la banlieue de Toronto et à Dorset, en Ontario, ont indiqué un débit de dépôt de mercure total de 75-140 $\mu\text{gm}^{-2}\text{a}^{-1}$ (Fondation de recherche de l'Ontario, 1980), le dépôt à vapeur sèche en étant le composant le plus important. Il faut encore déterminer le degré auquel ce débit de mercure peut être tenu responsable de la contamination notée dans les poissons. Des études par Brouzes et al, 1977 et Suns et al, 1980 ont établi également le lien entre le pH des lacs et la contamination par le mercure.

Eisenreich et al (1980) a résumé des mesures directes de la contamination, par le PCB et d'autres produits organiques synthétiques, de la précipitation dans le bassin des Grands Lacs. Basé sur ces données, on a mis au point un budget de PCB pour le Lac Supérieur, qui montre que le dépôt atmosphérique doit être à l'origine d'une très forte proportion de la charge totale du lac.

A cause du problème direct de la contamination des biota aquatiques par le mercure et par les produits organiques synthétiques et à cause des relations entre l'absorption de ces contaminants par les biota et l'acidification du régime, il importe d'étudier de manière plus approfondie le transport atmosphérique de ces matériaux.

Les oxydants, et surtout l'ozone (O_3), se forment par réaction avec les émissions de combustibles fossiles dans l'atmosphère inférieure, produisant des effets à grande distance, effets que l'on devrait considérer comme partie intégrante de l'impact du dépôt atmosphérique sur les forêts, les cultures et la santé. On dispose, tant aux États-Unis qu'au Canada, de nombreux comptes rendus sur la base de données concernant le O_3 et ses effets. Il suffit de remarquer ici que le GCR reconnaît le fait que de nombreuses espèces forestières et culturales sont affaiblies par les niveaux élevés de O_3 , cette réaction entraînant à son tour une augmentation de la sensibilité des cultures et des forêts à l'infestation par les insectes et les pathogènes. Ce qui rend particulièrement importante la prise en considération des oxydants, c'est qu'ils affectent les parties des écosystèmes qui se trouvent au-dessus du sol, c'est-à-dire les forêts, les cultures et les matériaux au foyer. En comparaison, le dépôt acide n'a que des effets modérés sur les systèmes forestiers et culturels au-dessus du sol, mais son effet sur les sols, les eaux souterraines et la pêche sont plus sévères.

4.10 Visibilité

La visibilité signifie la distance où l'on peut voir encore les objets distants. Cependant, la clarté et la conformité des couleurs sont, elles aussi, d'importantes caractéristiques de la visibilité. Les particules atmosphériques qui dispersent et absorbent la lumière réduisent la visibilité, les gaz ne jouant qu'un rôle relativement mineur dans cette réduction.

La dispersion de la lumière par les particules fines est la principale cause de réduction de la visibilité. Les particules mesurant 0,1 à 1 μm sont les plus forts dispersants de lumière par unité de masse (Charlson et al, 1978). Les sulfates, les particules de carbone, les aérosols organiques et de plomb sont tous des composants importants de la masse des particules fines dans cette gamme de grandeur. Les sulfates de grandeur optimale constituent 50% ou plus de la masse de particules fines dans l'est de l'Amérique du Nord. Par conséquent, les sulfates dégradent la visibilité à l'échelle urbaine (locale) ou régionale plus que n'importe quelle autre substance chimique.

L'absorption de la lumière par les particules peut, elle aussi, contribuer de façon significative à la réduction de la visibilité, surtout dans les zones urbaines. L'absorption de la lumière dépend moins de la taille des particules au-dessous de 1 μm que la dispersion de la lumière. Par contre, l'absorption de la lumière décroît considérablement pour les particules au-dessus de 1 μm . La contribution la plus importante à l'absorption de la lumière dans les villes est apportée par le carbone graphitique sous forme de particules de suie submicroniques (plus petites que 1 μm). La combustion de carburants liquides est une source importante de particules de suie (Charlson et al, 1978).

Dans les régions plus claires où les niveaux de concentration de particules fines sont bas, les particules grossières peuvent contribuer à la dispersion de la lumière. Cependant, l'amplitude de la dispersion de lumière due aux particules grossières est plus petite de plus d'un ordre de grandeur que la dispersion de la lumière due aux particules fines (Patterson et Gillette, 1977). Il faut donc de très grandes charges massiques atmosphériques de particules grossières pour entraîner une réduction substantielle de la visibilité.

Des études entreprises en Europe et aux États-Unis ont démontré que les sulfates étaient associés à la réduction de visibilité (Rodhe et al, 1972; Eggleton, 1969; Barnes et Lee, 1978; Husar et al, 1979; Waggoner et al, 1976). Lors d'une étude à Los Angeles, la réduction de visibilité par unité de masse de sulfate a été deux fois plus grande que celle mesurée pour l'aérosol moyen. Dans plusieurs régions urbaines, on peut associer aux concentrations plus élevées de sulfate les périodes où la visibilité est la plus réduite. La dispersion de la lumière par les aérosols contenant des sulfates dépend également de la nature du sulfate, c'est-à-dire s'il s'agit d'un sulfate acide ou de sulfate d'ammonium (Charleson et al, 1974).

La visibilité s'est améliorée pendant les mois d'hiver dans le nord-est des États-Unis et l'est du Canada, des années 1950 aux années 1970 (Husar et al., 1979; Munn, 1973). Cette amélioration correspond bien à la réduction de la quantité de particules de suie pendant les premières années, suivie par une réduction des émissions locales de soufre au cours des années 1960 et d'une partie de la décennie suivante. Des incidents dus aux sulfates ont également lieu à l'échelle régionale au cours des mois d'été (Altshuller, 1980; Hidy, 1978). La visibilité s'est détériorée au cours des mois d'été au-dessus de vastes étendues de l'est de l'Amérique du Nord au cours des années 1960 et au début des années 1970, à cause de l'augmentation substantielle des émissions régionales de bioxyde de soufre. Cette évolution de la visibilité correspond bien aux tendances des concentrations locales de sulfates et, pendant les mois d'été, aux niveaux de concentration de sulfates à l'échelle régionale.

Références et sources d'information

5.1 Chapitre 2

Bass, A., 1980: Modelling long-range transport and diffusion. Document de travail présenté au Second Joint Conference on Applications of Air Pollution Meteorology, 24-27 mars 1980, Nouvelle-Orléans, La. 23 pp.

Bhumralkar, C.M., W.B. Johnson, R.L. Mancusco, R.H. Thuillier et D.E. Wolf, 1980: Interregional exchanges of airborne sulphur pollution and deposition in eastern North America. Document de travail présenté au Second Joint Conference on Applications of Air Pollution Meteorology, 24-27 mars 1980, Nouvelle-Orléans, La. 7 pp.

Eliassen, A., 1980: A review of long-range transport modelling. J. Appl. Meteor. 19, 231-240.

Galloway, J.N. et D.M. Whelpdale, 1980: An atmospheric sulphur budget for eastern North America. Atmos. Environ. 14, 409-417.

Venkatram, A., B.E. Ley et S.Y. Wong, 1980: A statistical model to estimate long-term concentrations of pollutants associated with long-range transport. Rapport interne, ministère ontarien de l'Environnement, 29 pp.

5.2 Chapitre 3

Likens, G.E., R.F. Wright, J.N. Galloway et T.J. Butler, 1979: Acid rain. Scientific American, 241, 43-51.

Wisniewski, J. et Keitz, 1980: The magnitude of the acid rain problem from a monitoring viewpoint within the continental U.S. Soumis à Science.

5.3 Chapitre 4

- Altshuller, A.P., 1980: Environ. Sci. Technol. (à paraître)
- Barnes, R.A. et D.O. Lee, 1978: Visibility in London and atmospheric sulphur. Atmos. Environ., 12, 791-794.
- Beamish, R.J. et H.H. Harvey, 1972: Acidification of the La Cloche Mountain lakes, Ontario and resulting fish mortalities. J. Fish. Res. Board Can. 29:1131-1143.
- Brouzes, R.J.P., R.A.H. Mclean, et G.H. Tomlinson, 1977: The link between pH of natural waters and the mercury content of fish. Centre de recherche Domtar, Rept. mai 1977, Montréal, Québec.
- Charlson, R.J., D.S. Covert, T.V. Larson, A.P. Waggoner et N.C. Ahlquist, 1974: $H_2SO_4/(NH_4)_2SO_4$ Background aerosol: optical detection in St. Louis region. Atmos. Environ., 8, 1257-1268.
- Charlson, R.J., D.S. Covert, T.V. Larson et A.P. Waggoner, 1978: Chemical properties of tropospheric sulphur aerosols. Atmos. Environ., 12, 39-53.
- Conroy, N., 1979: Enquête non publiée, ministère ontarien de l'Environnement, Sudbury, Ontario.
- Coote, D.R., D. Siminovitch, S.S. Singh et C. Wang, 1980: The significance of the acid rain problem to agriculture in eastern Canada. Agriculture Canada, Direction de la recherche, Ottawa (sous presse).
- Cronan, C.R. et C.K. Schofield, 1979: Aluminum leaching response to acid Precipitation: Effects on high elevation watersheds in the Northeast. Science, Vol. 204, 304-306.
- Eggleton, A.E.J., 1969: The chemical composition of atmospheric aerosols on Tees-side and its relation to visibility. Atmos. Environ., 3, 355-372.
- Eisenreich, S.J., B.B. Looney et J.D. Thornton, 1980: Assessment of air-borne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. Rapport au Comité consultatif sur les sciences, Commission mixte internationale, Windsor, Ontario.
- Hendrey, G.R., J.N. Galloway, S.A. Norton, C.L. Schofield, P.W. Shoffer et D.R. Burns, 1980: Geological and Hydrochemical Sensitivity of the Eastern United States to Acid Precipitation. U.S. EPA Report 600/3-80-024, Corvallis Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon.
- Henrickson, A., 1979: A simple approach for identifying and measuring acidification on freshwater. Nature, Vol. 278.

- Hidy, G.M., P.K. Mueller et E.Y. Tong, 1978: Spacial and temporal distribution of airborne sulphate in parts of the United States. Atmos. Environ., 12, 735-752.
- Husar, R.B., D.E. Patterson et J.M. Holloway, 1979: Trends of eastern U.S. haziness since 1948. Proceedings of the fourth Symposium on Atmospheric Turbulence, Diffusion, and Air Pollution, American Meteor. Soc., Reno, NE, 249-256.
- Lee, J.J., G.E. Neely et S.C. Perrigan, 1980: Sulfuric acid rain effects on crop yield and foliar injury. U.S. EPA, Report No. EPA-600/3-80-016.
- Malhotra, S.S. et R.A. Blauel, 1980: Diagnosis of Air Pollutant and Natural Stress Symptoms on Western Canadian Forest Vegetation. Rapport d'information NOR-X-228. Service forestier canadien, Edmonton (sous presse).
- Malvern, R.J., W.M. Paterson et G.D. Greyu, 1980: An approach to mapping air-pollution-sensitive crops in Ontario. Présenté lors de la 73e assemblée et exposition annuelle de l'Association pour le contrôle de la pollution atmosphérique, Montréal.
- Mayfield, C.I., 1980: The effects of pH on microbial transformation and release of metals in sediments. Rapport final, Min. des pêches & océans, Labo. de biolimnologie des Grands Lacs, Burlington, Ontario.
- McFee, W.W., 1980: Sensitivity of soil regions to long term acid precipitation. U.S. EPA Report 600/3-80-013, Corvallis Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon.
- Morrison, I.K., 1980: Effect of simulated acid precipitation on composition of percolate from reconstructed profiles of two northern Ontario forest soils. Notes de recherche bimensuelles, Service forestier canadien, Ottawa (sous presse).
- Munn, R.E., 1973: Secular increases in summer haziness in the Atlantic Provinces. Atmosphere, 11, 156-161.
- Système ontarien d'information sur la pêche, Analyse non publiée. K. Minns, Laboratoire de biolimnologie des Grands Lacs, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario.
- Fondation de recherche de l'Ontario, 1980: A study of atmospheric mercury deposition in Ontario. Rapport sous contrat au ministère ontarien de l'Environnement, Rexdale, Ontario.

- Patterson, E.M. et D.A Gillette, 1977: Measurements of visibility vs. mass concentration for airborne soil particles. Atmos. Environ., 11, 193-196.
- Peterson, R.H., 1980: Effects of Acid Rain on the Maritime fisheries. Rapport par lettre, Station de recherche sur la pêche de St. Andrew's, St. Andrew's, N.-B.
- Rennie, P.J., 1980: Acid rain and the forest - an appraisal. Canadian pulp and Paper Industry; 33 (8), 23-33.
- Robitaille, G. et P.J. Rennie, 1980: Sensitivity of eastern Canadian soil and vegetation regions to acid rain. (sous presse).
- Robitaille, G., 1980: Acid precipitation and vegetation. Proc. 73e assemblée et exposition annuelle de l'Association pour le contrôle de la pollution atmosphérique, Montréal, document 80-24.2.
- Rodhe, H., C. Persson et O. Akesson, 1972: An investigation into the regional transport of soot and sulphate aerosol. Atmos. Environ., 6, 675-693.
- Suns, K., C. Curry et D. Russell, 1980: The effects of water quality and morphometric parameters on mercury uptake by yearling yellow perch. Ministère ontarien de l'Environnement, Rapport techn. LTS 80-1, Rexdale, Ontario.
- Thompson, M.E. et E.B. Bennett, 1980: Variations in the degree of acidification of river waters observed in Atlantic Canada. Proc. OECD-EPA Symp. on Lake Protection and Restoration, Portland, Maine.
- Trivelpiece, S., A. Brown, R. Hicks, R. Fekete et J.J. Volkman, 1979: An analysis of the distribution and reproduction success of the Common Loon in the Adirondack Park, N.Y. pages 45-55. Proc. of N. Amer. Conf. on Common Loon, Syracuse, N.J. 162 pages.
- Waggoner, A.P., A. J. Vanderpol, R.J. Charlson, S. Larsen, L. Granat et C. Tragardh, 1976: Sulphate-light scattering ratio as an index of the role of sulphur in tropospheric optics. Nature, 261, 120-122.
- Wang, C. et D.R. Coote, 1980: Sensitivity classification of agricultural land to long-term acid precipitation in eastern Canada. (sous presse).
- White, W.H. et P.T. Roberts, 1977: On the nature and origins of visibility reducing aerosols in the Los Angeles air basin. Atmos. Environ., 11, 803-812.

5.4 Groupe consultatif de recherche Etats-Unis - Canada sur le transport
des polluants atmosphériques sur de grandes distances

Etats-Unis

A. P. Altshuller (Co-Chairman)	EPA, RTP, North Carolina
L. Smith	EPA, Washington, D. C.
N. R. Glass	EPA, Corvallis, Oregon
L. E. Niemeyer	EPA/NOAA, RTP, North Carolina
J. D. Shannon	Argonne National Laboratories
J. H. Gibson	Colorado State University
J. M. Miller	Air Resources Labs, Silver Springs, M.D.
O. Loucks	Institute of Ecology, Indianapolis, Ind.
B. L. Nieman	EPA, Washington, D. C.

Canada

G. A. McBean	Environnement Canada, Downsview, Ontario
D. M. Whelpdale	Environnement Canada, Downsview, Ontario
H. C. Martin	Environnement Canada, Downsview, Ontario
A. Manson	Environnement Canada, Ottawa, Ontario
P. J. Rennie	Environnement Canada, Ottawa, Ontario
F. C. Elder	Environnement Canada, Burlington, Ontario
V. C. Armstrong	Santé et Bien-être, Ottawa, Ontario
R. L. Halstead	Agriculture Canada, Ottawa, Ontario
R. Coote	Agriculture Canada, Ottawa, Ontario
R. Todd	Affaires extérieures, Ottawa, Ontario
J. E. Harrison	Affaires extérieures, Washington, D. C.
W. W. Shilts	Commission Géologique du Canada, Ottawa, Ontario
J. Cooley	Pêches et Océans, Burlington, Ontario

Collaborateur additionnel au rapport

P. J. Choquette	Environnement Canada, Ottawa, Ontario
M. Lusic	Ministère Environnement, Toronto, Ontario
D. Demerjian	EPA, NOAA, North Carolina

TABLEAU 1 - COMPARAISON DES ESTIMATIONS DU DÉPÔT TRANSFRONTIÈRE

Région d'origine	Modèle	Émissions utilisées dans le modèle (Tg Sy ⁻¹)	Superficie de la région couverte par le modèle (10 ¹² m ²)	Dépôt total de soufre (kg S ha ⁻¹ a ⁻¹)* Dans l'est du Canada	Dans l'est des États-Unis
Est du Canada	SRI (1)	1,87	1,28	9,5	0,6
	MOE (2)	2,07	1,5	3,8	1,1
	ANL	2,1	2,0	4,7	0,8
	SEA (4)	2,1	3,6	3,5	-
Est des États-Unis	SRI	14,05	6,29	5,6	17,1
	MOE	12,03	1,4	5,7	23,5
	ANL	11,9	3,1	6,2	17,4
	SEA	14,0	-	2,9	-
Est de l'Amérique du Nord	SRI	15,92	7,57	15,1	17,7
	MOE	14,10	2,9	13,4	28,6
	ANL	14,0	5,1	10,9	18,2
	AES	16,1	-	6,5	-
Basé sur les calculs de G & W (5)		16,1	6,0	10,8	27,6

* 1 kg ha⁻¹ = 0,1 gm⁻²

+ Un dépôt sec de fond de 4,0 kg ha⁻¹a⁻¹ a été ajouté.

- (1) Stanford Research Institute (SRI) Ontario et Québec au sud de 50°N; États-Unis à l'est de 105°W.
- (2) Ministère ontarien de l'environnement (MOE) 72°W - 91°W; 36°N - 51.5°N
- (3) Argonne National Laboratory (ANL) Ontario et Québec au sud d'environ 55°N; les Maritimes, l'ouest de Terre-Neuve; Louisiane-Minnesota et l'est (à l'est d'environ 95°W).
- (4) Service de l'environnement atmosphérique (SEA) Ontario et Québec au sud de 59°N et les provinces Atlantiques; (Dépôt aux États-Unis non calculé).
- (5) Galloway et Whelpdale (1980) Le Canada à l'est de la frontière Manitoba-Ontario; États-Unis à l'est de 92°W.

5.6 LISTE DES FIGURES

Figure 1. Comparaison des contributions régionales au dépôt humide annuel de soufre à deux endroits récepteurs sensibles.

- a) Muskoka-Haliburton, Ontario; et
- b) Adirondacks, N.Y.

Les secteurs comprenant les endroits récepteurs sont hachurés. Les modèles utilisés sont ceux de Venkatram et al (1980) - à gauche, et de Shannon (Argonne National Laboratory, communication personnelle, 1960) - à droite.

Figure 2. Concentrations atmosphériques de sulfates calculées et mesurées pour juillet 1978.

Figure 3. Carte montrant le pH moyen pondéré des précipitations pour la période 1976-1979, basé sur le réseau canadien CANSAP et sur un ensemble de 10 réseaux aux États-Unis (Wisniewski et Keitz, 1980).

Figure 4. Classification des roches de fond pour l'est des États-Unis, montrant la sensibilité à l'acidification (selon Hendrey et al, 1980).

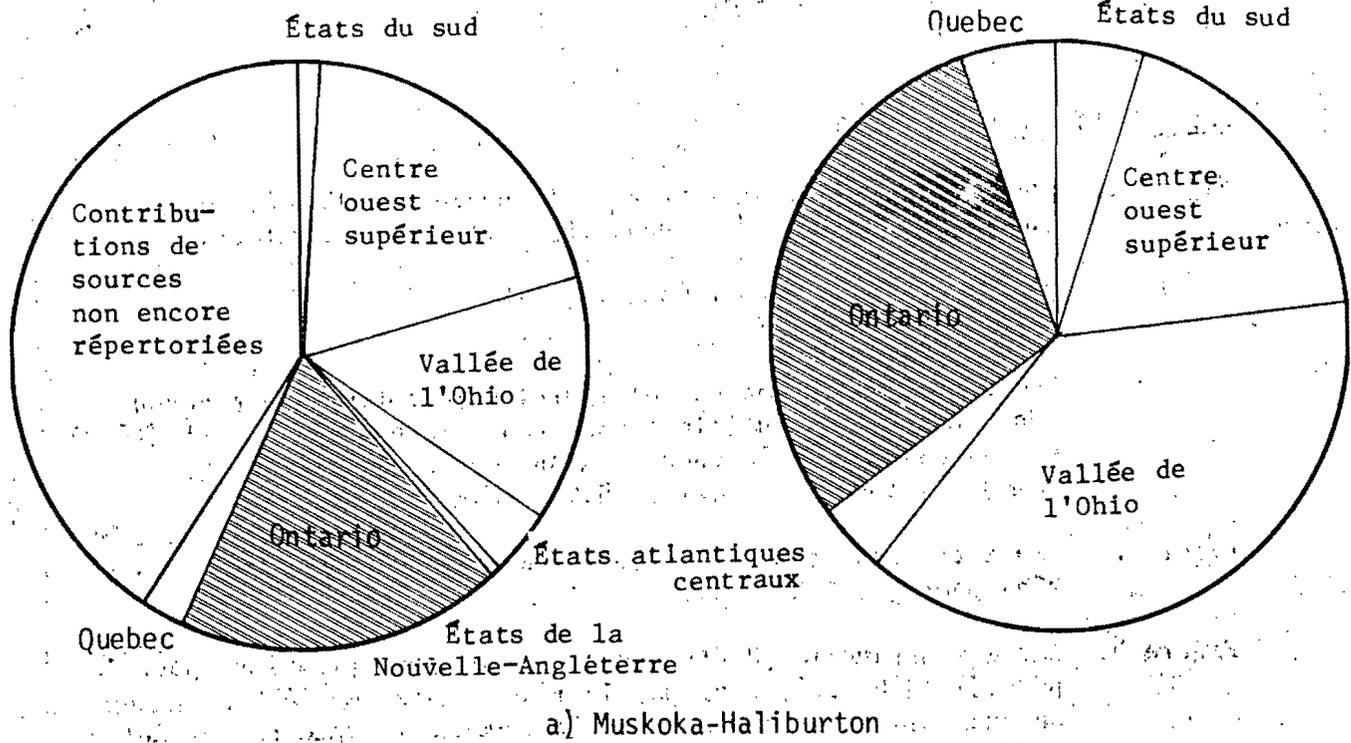
Figure 5. Lithologie des roches de fond en tant qu'indicateur de la sensibilité à l'acidification pour l'est du Canada.

Figure 6. Transport glaciaire et modification des sols de surface en ce qui concerne la sensibilité à l'acidification.

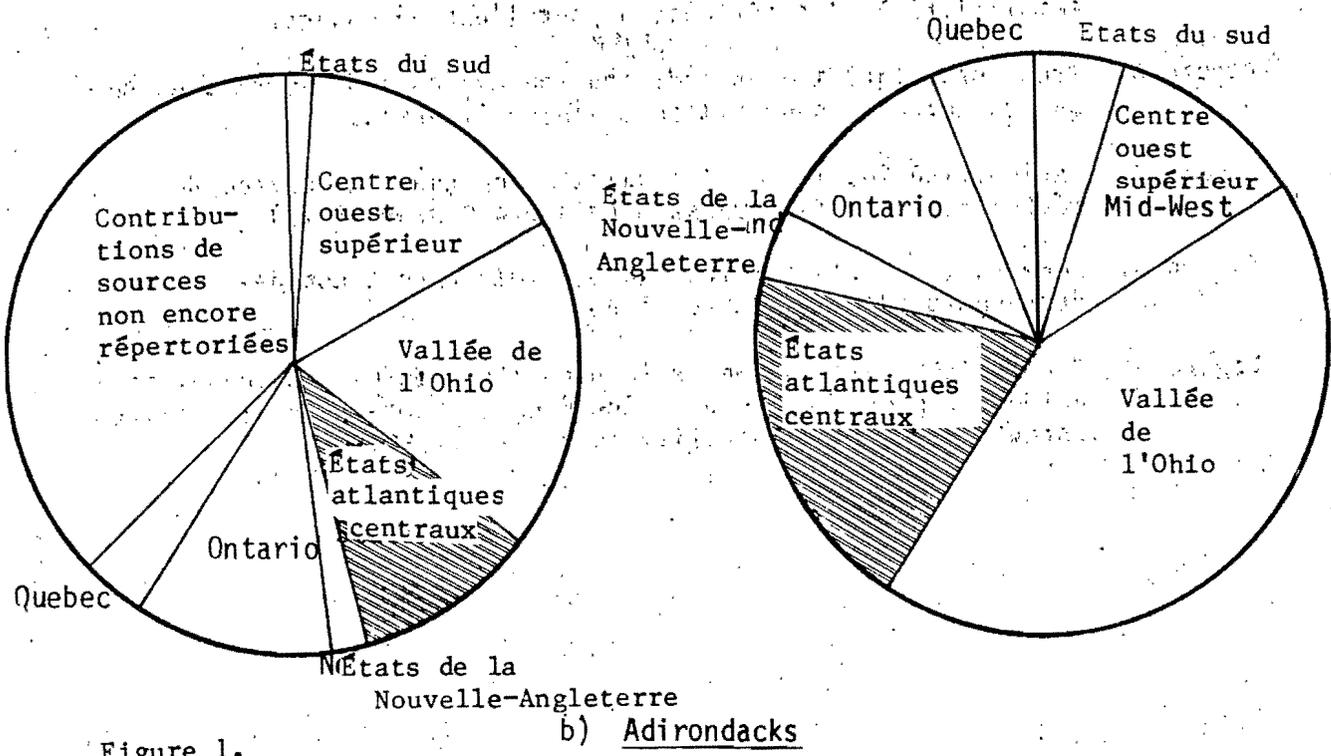
Figure 7. Variabilité locale de l'alcalinité des eaux de surface dans la région centrale de l'Ontario (d'après Conroy, 1979).

Figure 8. Sensibilité à l'acidification des sols dans l'est des États-Unis (d'après McFee, 1980).

Figure 9. Sensibilité relative des sols dans l'est du Canada aux pluies acides: régions agricoles selon Wang et Coote (1980); régions forestières selon Robitaille et Rennie (1980).



a) Muskoka-Haliburton



b) Adirondacks

Figure 1.

Comparaison des contributions régionales au dépôt humide annuel de soufre à deux endroits récepteurs sensibles: a) Muskoka-Haliburton, Ontario et b) Adirondacks, N.Y. Les secteurs comprenant les endroits récepteurs sont hachurés. Les modèles utilisés sont ceux de Venkatram et al. (1980) - à gauche, et de Shannon (Argonne National Laboratory, communication personnelle, 1980) - à droite.

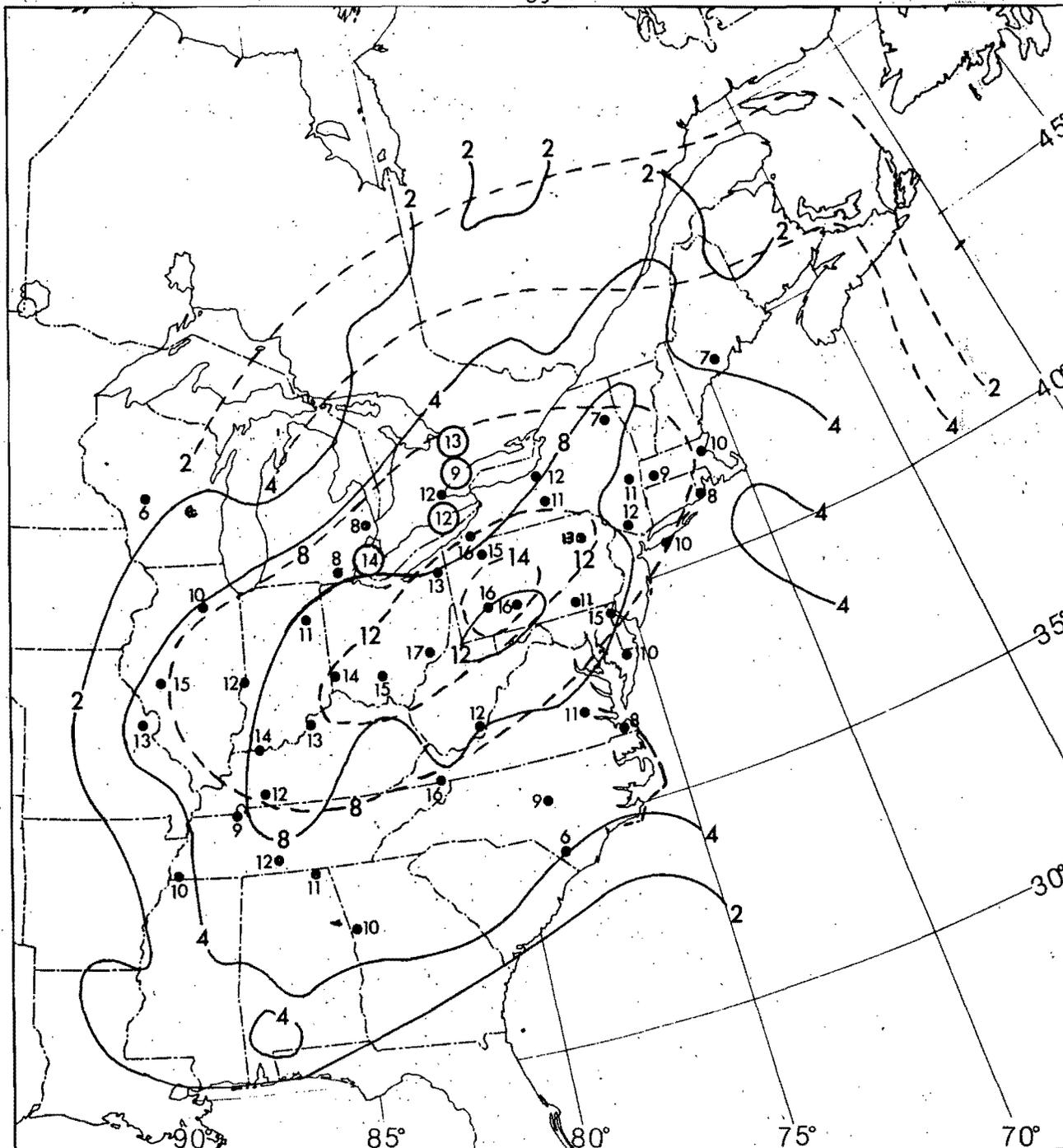


Figure 2.
CONCENTRATIONS ATMOSPHÉRIQUES DE SULFATE CALCULÉES ET MESURÉES POUR
JUILLET 1978.

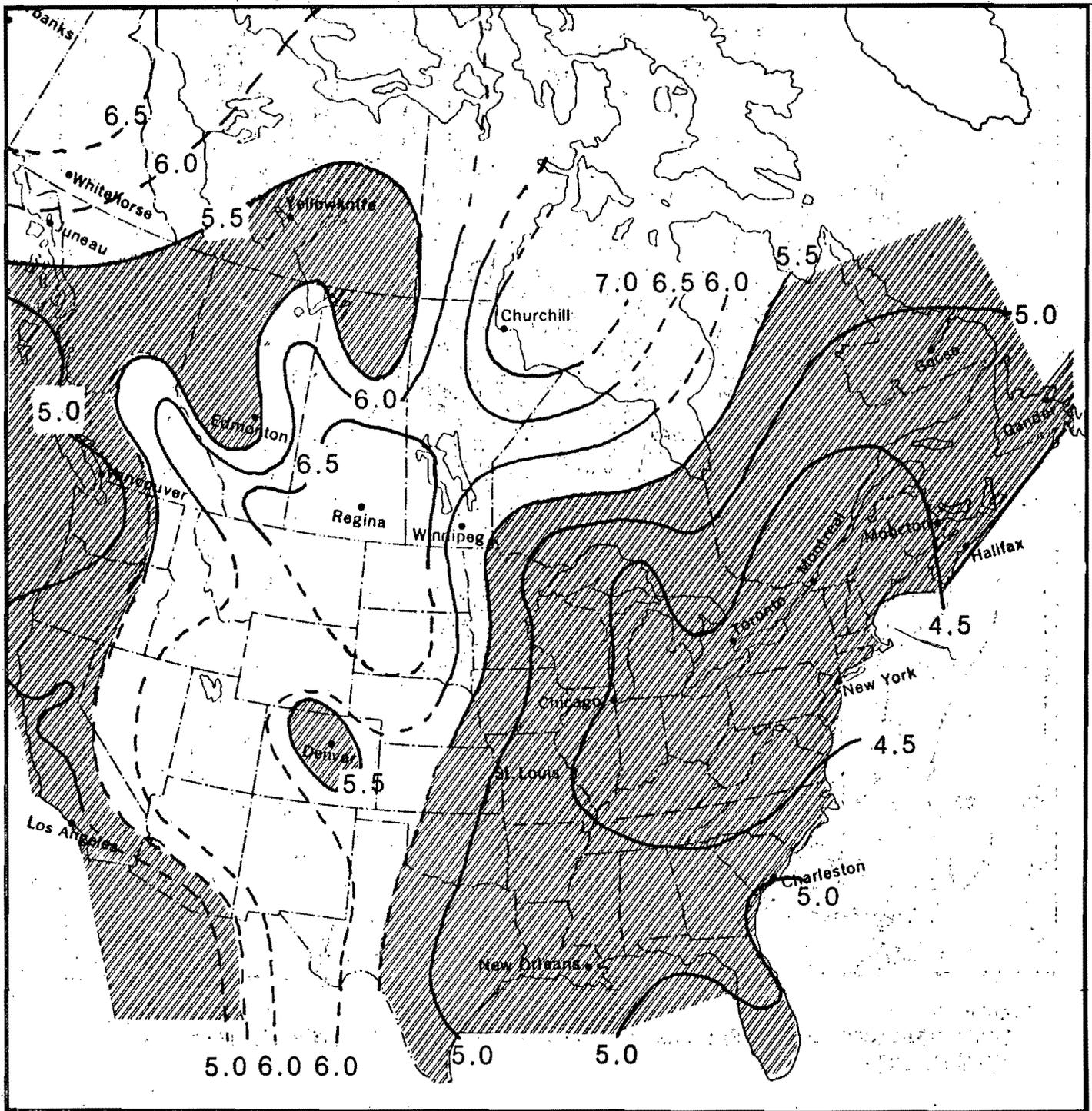
Lignes continues: Résultats du modèle SRI ENAMAP-1
(Bhumralkar et al, 1980)

Lignes pointillées: Résultats du modèle TGDPA du SEA
(Olson, 1980)

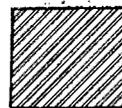
Les mesures disponibles sont désignées

○ Ontario Hydro
• SURE

(Toutes les valeurs en unités de 10^{-6} g/m³)



Les lignes pointillées indiquent une pénurie de données ne permettant de donner qu'une configuration générale.



Région où la précipitation est plus acide que le pH 5,6 des pluies "propres"

Figure 3. Carte montrant le pH moyen pondéré des précipitations pour la période 1976-1979, basé sur le réseau canadien CANSAP ainsi que sur un ensemble de 10 réseaux aux États-Unis (Wisniewski et Keitz, 1980)

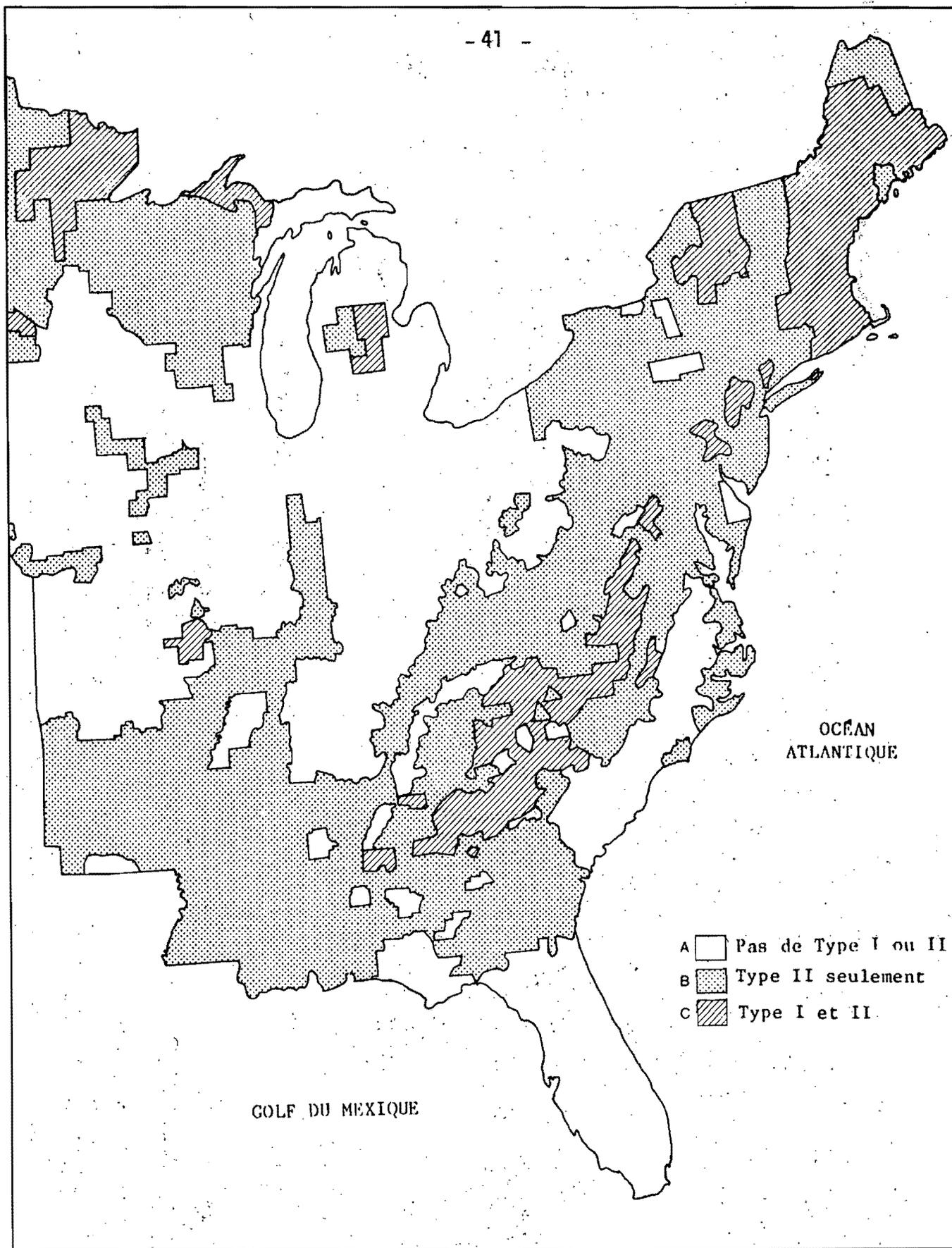


Figure 4. Classification des roches de fond pour l'est des États-Unis, montrant la sensibilité à l'acidification (Selon Hendrey et al, 1980)

LITHOLOGIE DES ROCHES DE FOND DE L'EST DU CANADA

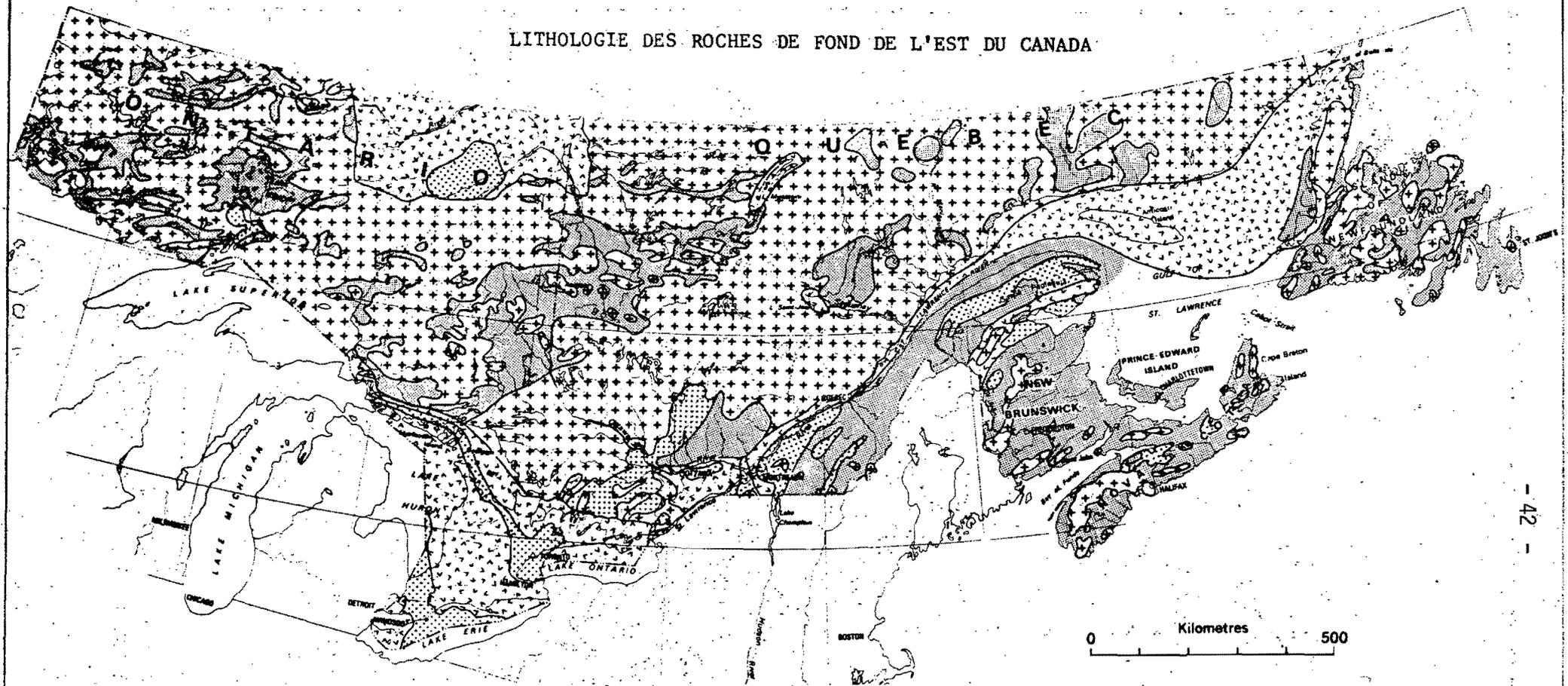


Figure 5. Sensibilité aux précipitations acides - roches de fond et sols dérivés des roches de fond.

- HAUTE SENSIBILITÉ**
- +++++ Granite, gneiss granitique, orthoquartzite, syénite
- SENSIBILITÉ INTERMÉDIAIRE-ÉLEVÉE**
- Roches volcaniques, schistes argileux, grès greywacke, roches ultramafiques, gabbro, mudstone, et équivalents métamorphiques.

- INT. SENSIBILITÉ INTERMÉDIAIRE-BASSE**
- Roches calcaires clastiques, roches carbonées mélangées à des roches sédimentaires non calcaires, éruptives ou métamorphiques.
- LOW BASSE SENSIBILITÉ**
- ▲▲▲▲▲ Calcaire, dolomite et équivalents métamorphiques.

CALCAREOUS GLACIAL DRIFT OF EASTERN CANADA

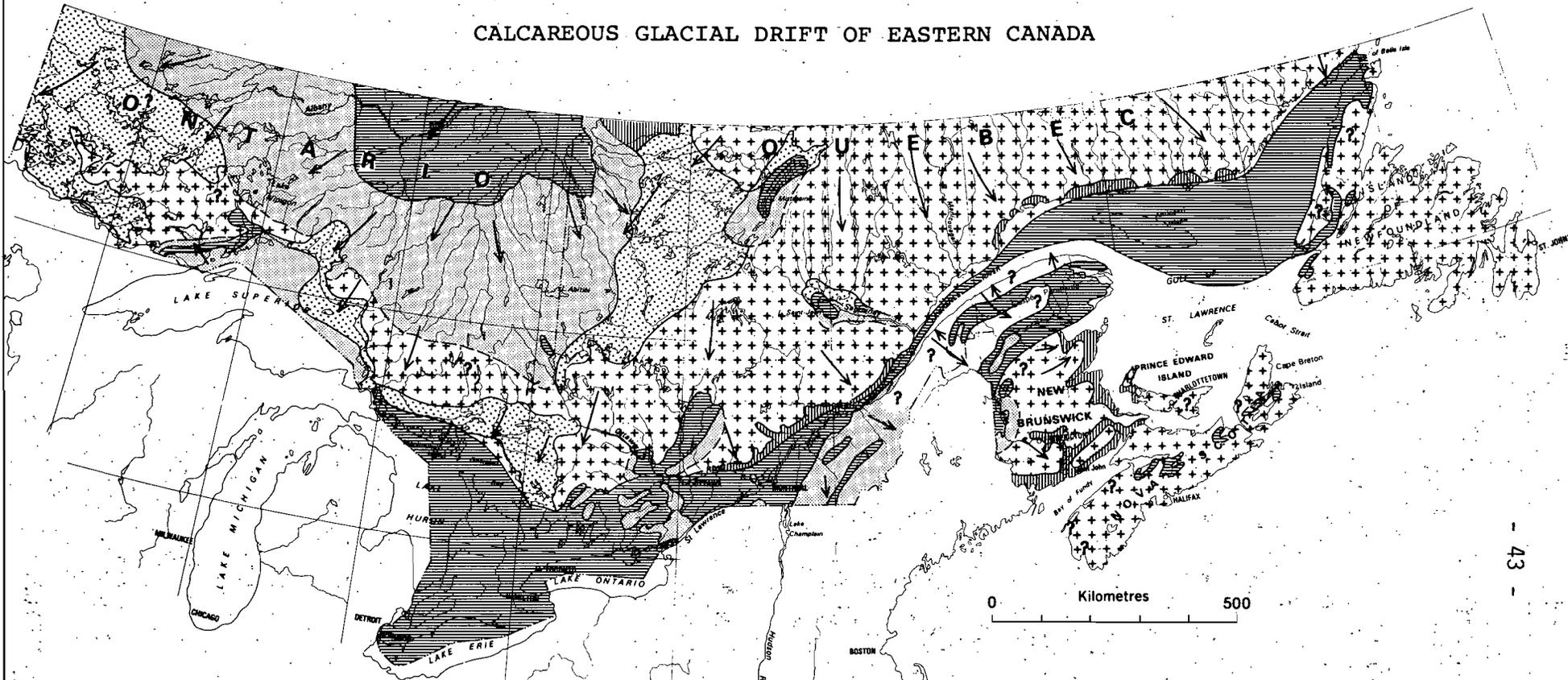


Figure 6. SENSIBILITÉ DES SÉDIMENTS SUPERFICIELS GLACIAIRES ET POSTGLACIAIRES AUX CHARGES ACIDES*

- SENSIBILITÉ INTERMÉDIAIRE OU INDÉTERMINÉE**
-  Régions jadis submergées dans les mers post-glaciaires; probabilité élevée d'existence de sédiments marins calcaires à granulométrie fine.
 -  Régions jadis submergées dans des lacs pro-glaciaires; haute probabilité d'existence de sédiments lacustres calcaires à granulométrie fine.
 -  Régions de moraines calcaire transportées par les glaciers à partir des principaux affleurements carbonés; indiqués seulement là où leur présence est connue ou soupçonnée.
- BASSE SENSIBILITÉ**
-  Régions à roches de fond sous-jacentes; tous les dépôts de surface sont probablement calcaires.

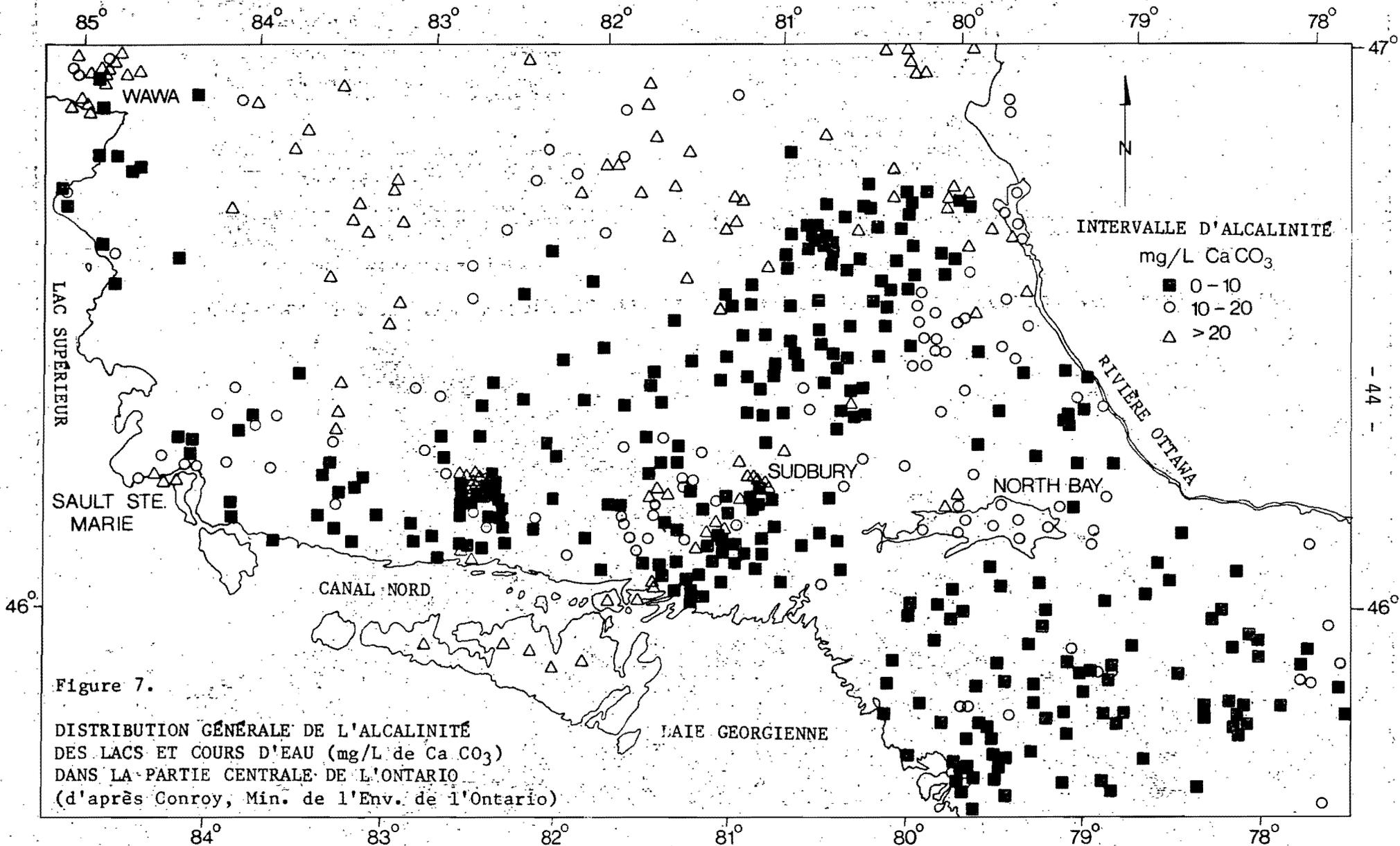
- SENSIBILITÉ ÉLEVÉE**
-  Régions où les dépôts de surface sont probablement non calcaires.

* La capacité-tampon locale dans ces régions généralisées est proportionnelle à l'épaisseur des dépôts en surface. Moins il y a de sédiment superficiel et plus le pouvoir tampon est faible.

Limite approximative des trains glaciaires individuels de débris carbonés significatifs - - - - -

Direction générale du transport glaciaire →

Régions où les limites de dispersion glaciaire des roches de fond carbonées ne sont pas très bien connues. ?



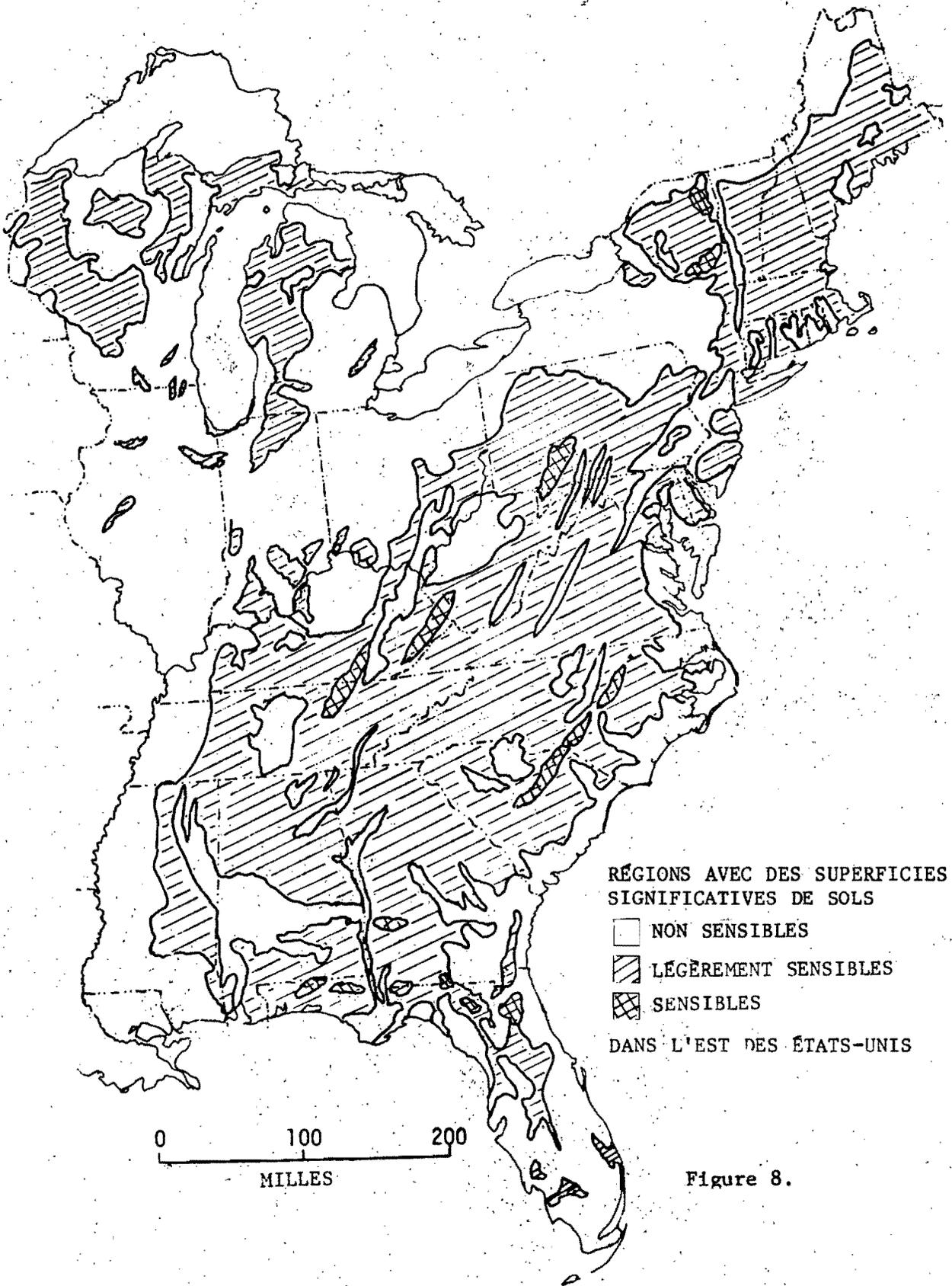


Figure 8.

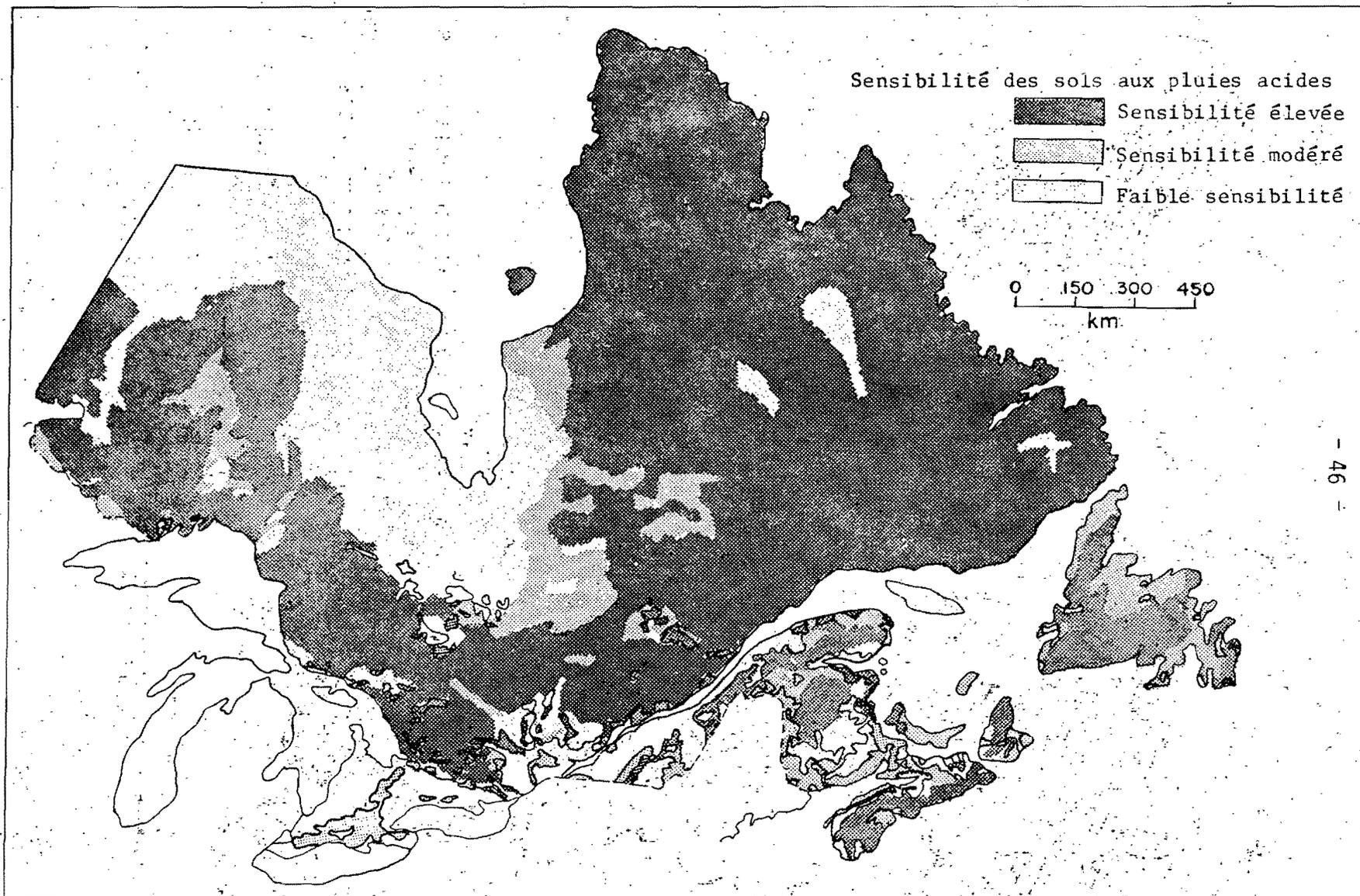


Figure 9. Sensibilité relative des sols de l'est du Canada aux pluies acides: régions agricoles selon Wang et Coote, 1980; régions forestières selon Robitaille et Rennie, 1980.