



National Library
of Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Canadian Theses Service Service des thèses canadiennes

Ottawa, Canada
K1A 0N4

NOTICE

The quality of this microform is heavily dependent upon the quality of the original thesis submitted for microfilming. Every effort has been made to ensure the highest quality of reproduction possible.

If pages are missing, contact the university which granted the degree.

Some pages may have indistinct print especially if the original pages were typed with a poor typewriter ribbon or if the university sent us an inferior photocopy.

Reproduction in full or in part of this microform is governed by the Canadian Copyright Act, R.S.C. 1970, c. C-30, and subsequent amendments.

AVIS

La qualité de cette microforme dépend grandement de la qualité de la thèse soumise au microfilmage. Nous avons tout fait pour assurer une qualité supérieure de reproduction.

S'il manque des pages, veuillez communiquer avec l'université qui a conféré le grade.

La qualité d'impression de certaines pages peut laisser à désirer, surtout si les pages originales ont été dactylographiées à l'aide d'un ruban usé ou si l'université nous a fait parvenir une photocopie de qualité inférieure.

La reproduction, même partielle, de cette microforme est soumise à la Loi canadienne sur le droit d'auteur, SRC 1970, c. C-30, et ses amendements subséquents.

ETUDE DE LA REPARTITION SPATIALE
DU CATION Pb DANS LA VEGETATION FORESTIERE
AU VOISINAGE DE L'AUTOROUTE 417

par

Suzanne CARDINAL

THESE PRESENTEE A L'ECOLE DES ETUDES SUPERIEURES
EN VUE DE L'OBTENTION DE LA MAITRISE èS ARTS EN
GEOGRAPHIE



Suzanne Cardinal, Ottawa, Canada, 1990



National Library
of Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Canadian Theses Service Service des thèses canadiennes

Ottawa, Canada
K1A 0N4

The author has granted an irrevocable non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of his/her thesis by any means and in any form or format, making this thesis available to interested persons.

The author retains ownership of the copyright in his/her thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without his/her permission.

L'auteur a accordé une licence irrévocable et non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de sa thèse de quelque manière et sous quelque forme que ce soit pour mettre des exemplaires de cette thèse à la disposition des personnes intéressées.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège sa thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

ISBN 0-315-60026-8

Canada



UNIVERSITÉ D'OTTAWA
UNIVERSITY OF OTTAWA

REMERCIEMENTS

J'aimerais adresser en premier lieu mes plus vifs remerciements à Monsieur Michel Phipps, mon directeur de thèse pour son dévouement, son intérêt qui n'a jamais faibli et ses encouragements grandement appréciés.

Mes remerciements s'adressent d'une façon toute particulière à Madame Margaret Czuba qui, dans son propre laboratoire m'a expliqué et démontré le procédé de digestion des échantillons en vue de l'analyse au spectrophotomètre à absorption atomique.

Je ne puis oublier l'aide de Monsieur Jean-Serge Cardinal qui m'a enseigné les rudiments des statistiques employées dans cette thèse.

Je tiens à remercier Monsieur Charles Cardinal et Madame Martine Cardinal pour la traduction du résumé.

Pour toute cette aide désintéressée, que tous en soient vivement remerciés.

RESUME

Cette thèse veut mettre en lumière la localisation spatiale du plomb dans la végétation forestière répartie de part et d'autre de l'autoroute 417, près de la petite localité de Limoges, Ontario.

Le plomb est très peu répandu dans le milieu naturel normal, mais depuis les années 1920, il est utilisé comme antidétonant pour réduire le cognement des moteurs. Or, c'est depuis cette époque que les chercheurs s'intéressent à ce phénomène et font mention de niveaux anormalement élevés de plomb dans divers types de végétation. Le plomb étant toxique, le problème est préoccupant.

L'analyse des échantillons récoltés de part et d'autre de la 417 a mis en évidence le rôle du vent dans la dispersion des cations de plomb émis par les véhicules circulant sur l'autoroute. Les vents dominants soufflant vers l'est, il est démontré que les échantillons récoltés au nord-est de l'autoroute, soit ceux recevant de front les émanations provenant de l'artère, recevaient une plus grande quantité de plomb que les échantillons prélevés au sud-ouest de l'autoroute.

Le plomb transporté par le vent se dépose sur le feuillage des arbres qui absorbent une certaine quantité quoique assez faible de plomb à travers les stomates des feuilles. La quantité de plomb sur les feuilles diminue graduellement en fonction de la distance de l'autoroute et les feuilles lavées à l'eau distillée n'ont guère vu leurs dépôts de plomb diminuer de façon substantielle.

Le plomb se dépose aussi sur le tronc de l'arbre. Là encore, la quantité de plomb diminue avec la distance, selon un modèle basé sur la courbe exponentielle négative.

Quoique l'étude des courbes exponentielles négatives dans la dispersion des particules de plomb soit intéressante en soi et vienne valider des études faites auparavant, l'étude veut surtout faire ressortir qu'il y a peu de corrélation entre les dépôts de plomb sur l'écorce externe et dans l'écorce interne sous-jacente. Tout se passe comme si l'absorption du plomb n'avait rien ou peu à voir avec les dépôts de ce cation à la surface de l'arbre. En fait, l'analyse brute des résultats ne permet pas d'expliquer ce phénomène qui dépasse le cadre de cette étude. Quelques hypothèses sont émises mais ceci sous toutes réserves.

ABSTRACT

The purpose of this thesis is to explain the spatial diffusion of lead in the forest vegetation along highway 417, around Limoges, Ontario.

There are very few particles of lead in the normal environment. Since the 1920's, lead has been used as an anti-knock fuel additive in the gasoline engines. Since then, researchers have been concerned about the toxicity of lead in the environment. Lead is highly toxic and abnormal concentration in diverse types of vegetation is a problem that needs to be addressed empirically.

The analyses of samples taken along both sides of the highway 417 tells us that the wind is the main carrier of particulate lead. Knowing that the predominant winds are from WNW, we conclude that there is a greater concentration of lead north-east of the highway where most of the emanations fall.

Lead particles that are carried by the winds settle on the tree foliage and are absorbed in very small quantities by the leaves stomates. The concentration of lead on

foliage diminishes gradually with distance from the highway and distilled water will not wash it off.

Lead also appears on the tree trunks. There again, the concentration is found to diminish with distance from the highway.

The study also reveals that there is no correlation between the concentration of lead on the outside of the tree barks and the inside. Actually, this study cannot explain this phenomenon. However, with all reserve, a hypothesis is presented.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	II
RESUME	III
ABSTRACT	V
INTRODUCTION	1

<u>CHAPITRE</u>	<u>page</u>
I. INTERET DE LA COMMUNAUTE SCIENTIFIQUE	3
II. UTILISATION DU PLOMB DANS LES CARBURANTS D'AUTOMOBILE	7
III. LA TOXICITE DU PLOMB	10
IV. UNE HYPOTHESE DE DISPERSION	16
V. PROCEDURE	19
VI. METHODES D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE	24
VII. COMPARAISONS DES RESULTATS BRUTS OBTENUS DANS CETTE RECHERCHE AVEC DES ETUDES SIMILAIRES	33
VIII. TRAITEMENT STATISTIQUE DES RESULTATS BRUTS	41

IX.	DISCUSSION	55
9.1	Le plomb dans les écorces des arbres échantillonnés	61
9.2	La distribution verticale du plomb dans les arbres échantillonnés	74
9.3	Le plomb dans les feuilles des arbres échantillonnés	79
9.4	Les limites de confiance des régressions	85
 CONCLUSION		92
 REFERENCES		98

LISTE DES TABLEAUX

<u>TABLEAU</u>	<u>page</u>
1.1. La consommation et les émissions anthropogéniques du plomb à travers le monde	4
6.1. Moyenne en ppm de matériel végétal sec, des trois prises pour chaque site traité	32
8.1. Les courbes exponentielles négatives et leur coefficient de corrélation	44
9.1. Moyenne des équations des courbes exponentielles négatives des échantillons d'écorce externe provenant du nord-est de l'autoroute	57
9.2. Moyenne des équations des courbes exponentielles négatives des échantillons d'écorce externe provenant du sud-ouest de l'autoroute	58
9.3. Moyennes des équations des courbes exponentielles négatives des échantillons d'écorce interne	68
9.4. Moyennes des équations des courbes exponentielles négatives des échantillons d'écorce interne à 2 m, à 1 m et au niveau du sol	69

9.5.	Contenu en plomb (en ppm) de l'écorce externe et interne d'érables croissant le long d'une autoroute fréquentée à Palmerston North (Nouvelle-Zélande)	73
9.6.	Contenu en plomb (en ppm) de feuilles non-lavées et de feuilles lavées à l'eau distillée d'arbres d'espèces différentes situés le long d'une autoroute à Palmerston North, Nouvelle-Zélande	82
9.7.	Application du rapport t éprouvant la valeur significative des coefficients de corrélation	87

LISTE DES FIGURES

<u>FIGURE</u>	<u>page</u>
4.1. Graphique hypothétique de la dispersion du Pb dans le milieu naturel	18
5.1. La rose des vents normale de la région d'Ottawa . . .	21
5.2. Carte des sites étudiés	22
6.1. Coupe transversale d'un tronc d'arbre	26
7.1. Concentration du plomb dans la végétation forestière en fonction de la distance par rapport à une artère importante (d'après Impens et al., 1973)	35
7.2. Graphiques des concentrations de plomb en fonction de la distance par rapport à l'autoroute d'après nos résultats bruts	36
7.3. Moyennes de concentrations de plomb (en ppm) d'échantillons d'écorce externe pris des deux côtés opposés des arbres (d'après Ward et al., 1974)	38

7.4.	Concentrations de plomb (en ppm) de l'écorce externe à 1 mètre du sol des échantillons des arbres situés les plus près et de part et d'autre de l'autoroute 417	38
8.1.	Graphiques des échantillons d'écorce externe à 2 et 1 mètre du sol	47
8.2.	Graphiques des échantillons d'écorce interne à 2 et 1 mètre du sol	48
8.3.	Graphiques des échantillons d'écorce externe au niveau du sol et opposée à l'autoroute	49
8.4.	Graphiques des échantillons d'écorce interne au niveau du sol	50
8.5.	Graphiques des échantillons de feuilles	51
8.6.	Quantité moyenne du contenu en plomb (en ppm) de l'ensemble des échantillons des écorces	53
8.7.	Quantité moyenne du contenu en plomb (en ppm) des échantillons d'écorce externe regroupés par cinq	54
9.1.	Graphique hypoyhétique de la dispersion du Pb dans le milieu naturel	56
9.2.	Moyenne des équations des courbes exponentielles négatives des échantillons d'écorce externe	60
9.3.	Courbes des écorces externes	64

9.4.	Courbes des échantillons d'écorce externe, face à l'autoroute	65
9.5.	Courbes des écorces internes, face à l'autoroute . .	70
9.6.	Moyenne des courbes provenant de l'écorce interne . .	71
9.7.	La distribution verticale de plomb dans l'écorce externe et interne du côté face à l'autoroute (échantillons 1 à 10)	77
9.8.	La distribution verticale de plomb dans l'écorce externe et interne du côté face à l'autoroute (échantillons 11 à 20)	78
9.9.	Courbes provenant des échantillons de feuilles . . .	80

INTRODUCTION

Depuis l'ouverture en 1974 de l'autoroute 417, reliant Ottawa à Montréal, la végétation environnante n'a cessé de subir des agressions. Outre le fait qu'on dut abattre des hectares de forêts pour percer le passage de l'autoroute, depuis sa construction, des tonnes de matières polluantes ont été émises chaque année par les véhicules motorisés circulant le long de cette voie.

Cette émission de matières polluantes semble être capable d'affecter la végétation. Aux abords de l'autoroute, la végétation est souvent chétive ; les arbres développent peu de feuillage, l'écorce des troncs se détache facilement. Est-ce l'indice d'un phénomène de toxicité ?

Avant même d'entreprendre des études plus biologiques sur ces aspects, il nous a paru intéressant d'étudier la localisation de ces polluants dans le milieu environnant à partir de la source de pollution, c'est-à-dire, à partir de l'autoroute. Tel est le but de cette thèse.

L'analyse de certaines matières déposées sur les surfaces externes de la végétation, de part et d'autre de cette artère, devrait donc normalement faire apparaître la distribution et l'accumulation de certains cations polluants. Le plomb par exemple, résultant de la combustion du pétrole et se dégageant par les systèmes d'échappement des véhicules motorisés pourrait être intéressant en raison de sa haute toxicité ; étant en outre peu répandu dans le milieu normal naturel, il peut servir d'indice à cette étude.

CHAPITRE I

INTERET DE LA COMMUNAUTE SCIENTIFIQUE

Depuis déjà quelques années des chercheurs, dispersés un peu partout dans le monde, s'intéressent au phénomène du plomb dans la nature. Warren et Delavault (1960) ont publié un rapport faisant mention d'un niveau anormalement élevé de plomb dans la végétation de conifères le long des principales grandes routes canadiennes. Cannon et Bowles (1962) font état d'une contamination de la végétation des pâturages par le plomb. La quantité de plomb contenue dans les cendres de leurs échantillons variait de 100 à 700 ppm de matériel sec, dépendamment de la distance de l'autoroute, du volume de circulation et de la direction des vents dominants.

Plus près de nous, des études similaires furent entreprises. En Suède, Rukling et Tyler (1968) et aux Etats-Unis, Singer et Hanson (1969) s'intéressent à la concentration élevée de plomb mais cette fois-ci dans les sols adjacents à certaines routes importantes. Ils concluent que l'âge de la route, le type de sol, la topographie, la couverture végétale, la direction des vents et l'importance de la circulation affectent l'accumulation du plomb.

En 1979, Nriagu publie un rapport où il relève la consommation et les émissions anthropogéniques de plomb à travers le monde. Nous ne pouvons que remarquer la croissance continue de la consommation et des émissions de ce polluant. (Tableau 1.1)

TABLEAU 1.1		
La consommation et les émissions anthropogéniques du plomb à travers le monde		
	Consommation globale 9 (x 10 ⁹ kg)	Emissions globales 6 (x 10 ⁶ kg)
(1)		(2)
Avant 1850	55	2,420
1850-1900	25	1,100
1901-1910	10,7	0,471
1911-1920	11,2	0,493
1921-1930	14,2	1,120
1931-1940	14,6	1,639
1941-1950	14,9	1,672
1951-1960	24	2,694
1961-1970	33	3,704
1971-1980	38 (3)	4,265 (3)
Total(de tous temps)	241	19,578

1 Les données avant 1850 proviennent de NRIAGU, J.O. (1978) "Lead in the atmosphere" *The Biogeochemistry of Lead in the Environment, Part A* : p. 141.

2 Le fait que l'essence au plomb ne fut introduite qu'en 1923 fut pris en considération au moment d'évaluer ces données.

3 Les données 1979-1980 furent extrapolées à partir de celles 1970-1977.

Dans les années 1980, un cri d'alarme est lancé en Allemagne de l'Ouest. Les forêts de sapins et d'épinettes du centre de l'Europe se meurent. Des chercheurs de l'Université Johan Wolfgang Goethe de Francfort, Kohlmaier, Siré, Bröhl, Kilian, Fischbach, Plöchl, Müller et Jiang Yunsheng (1983) ont pointé du doigt les émissions industrielles de plomb au sud de l'Allemagne fédérale. Dans le même ordre d'idées, Boltneva, Ignat'ev, Karaban', Najarov, Rudneva et Sisigina (1983) ont publié un rapport sur les effets des émissions de poussières et de gaz des complexes industriels sur les forêts de pins du nord de la taïga, en U.R.S.S.

En faisant l'analyse d'échantillons de sols dans le nord-est des Etats-Unis, Johnson, Siccama et Friedland (1982) ont noté que les niveaux de plomb s'étaient nettement accrus depuis 80 à 100 ans. L'idée s'impose que cette accumulation est d'origine anthropique.

En janvier 1987, Boutron étudie les concentrations de plomb dans les glaces anciennes et dans les neiges récentes de la grande calotte glaciaire de l'Antarctique. Ses analyses lui permettent de déduire que dans les régions polaires de l'hémisphère sud, environ seulement un cinquième du plomb présent dans la troposphère serait d'origine naturelle, les quatre cinquièmes restants étant, quant à eux, d'origine anthropique. Dans son analyse de la situation, Boutron compare ses recherches à celles de son collègue Patterson qui a trouvé

que dans les régions polaires de l'hémisphère nord, l'effet est en revanche extrêmement marqué, avec plus de 95 % du plomb troposphérique d'origine anthropique.

Aucune frontière politique ou géographique ne semble donc interrompre l'intérêt que porte le monde scientifique à cette question.

Avec l'accroissement rapide du nombre des véhicules motorisés et l'augmentation de la consommation de pétrole, une quantité considérable de plomb est émise chaque année et ceci malgré la popularisation de l'essence sans plomb.

CHAPITRE II

UTILISATION DU PLOMB DANS LES CARBURANTS D'AUTOMOBILE

Les émissions de plomb dans l'environnement proviennent principalement des gaz d'échappement des moteurs à essence même si cette source est de moins en moins importante. Cette utilisation du plomb dans l'essence contribue donc à disséminer ce métal dans toutes les régions habitées du Canada.

Lorsque les premiers moteurs à combustion interne ont été mis au point, l'essence utilisée ne permettait pas d'obtenir des taux de compression élevés. Un phénomène de détonation se produisait dans le moteur. La détonation provoquée par un allumage prématuré de l'essence avait pour effet de réduire le rendement du moteur et de causer parfois des dommages mécaniques importants aux organes internes du moteur. Lorsqu'on a découvert dans les années 1920 que les composés de plomb alkyle pouvaient réduire le cognement du moteur, la conception et le rendement des moteurs automobiles ont connu un essor rapide. Aujourd'hui deux types d'antidétonants au plomb sont fabriqués : le plomb-tétraéthyle (TEL) et le plomb-tétraméthyle (TML). Ces antidétonants sont mélangés à l'essence pour auto lors du raffinage afin d'améliorer la combustion interne du moteur, de

sorte que l'essence arrivant dans la chambre de combustion s'allume et brûle sans détonation, donc sans cognement du moteur tout au long de la combustion.

Le plomb émis par les gaz d'échappement des automobiles se présente principalement sous la forme de particules inorganiques et, en petites quantités, sous la forme de plomb organique en suspensions gazeuses ou aérosols (EPA, 1986).

Des études réalisées aux Etats-Unis par Pierson et Brachaczek (1976) indiquent que ces émissions de plomb se présentent d'abord sous la forme de très petites particules (moins de $0,1 \mu\text{m}$ de diamètre) qui, lorsqu'elles sont aéroportées, peuvent demeurer en suspension pendant près de 30 jours et se déplacer sur des milliers de kilomètres. Elles peuvent également se regrouper en particules plus lourdes et se déposer très près de la source d'émission (le long des grandes routes, dans la plupart des cas).

Depuis l'introduction au Canada de l'essence sans plomb, le problème de l'utilisation d'une essence contre-indiquée a surgi. Ce problème est relié à l'emploi de l'essence au plomb dans un véhicule conçu pour fonctionner à l'essence sans plomb. Bien qu'il n'existe pas de chiffres précis sur l'étendue réelle de ce phénomène, il ressort des données recueillies par la Commission d'étude du plomb dans l'environnement (1986) qu'il est

couramment utilisé au Canada. Des enquêtes effectuées par Optima (1985) dans les stations d'essence ont révélé que certaines pompes pour essence au plomb étaient dotées d'un pistolet de petit diamètre habituellement prévu pour le remplissage d'essence sans plomb, que le goulet de remplissage de certains véhicules conçus pour fonctionner à l'essence sans plomb permettait de faire le plein avec de l'essence au plomb, et que le convertisseur catalytique de certains véhicules avait été enlevé.

L'utilisation du plomb dans l'essence pour véhicules automobiles ayant été soulevée et son interdiction définitive d'utilisation étant impossible pour l'heure, nous aborderons maintenant le mécanisme d'absorption par la végétation de ce polluant et l'effet toxique de cet élément à long terme.

CHAPITRE III

LA TOXICITE DU PLOMB

Même si plusieurs études ont mis en relief la toxicité apparente du plomb, la recherche fondamentale éclaire fort peu sur les processus opérant dans ce type de pollution. Nous savons cependant que les plantes absorbent les ions de plomb par le biais de leur feuillage et de leurs racines.

En ce qui a trait à l'absorption au niveau du feuillage, l'exposition d'une feuille à l'agent agresseur dépendra de la morphologie et des caractères anatomiques de l'arbre. Par exemple, la densité du feuillage pourra empêcher les substances toxiques d'atteindre le feuillage intérieur, ou encore, une cuticule cireuse épaisse sur la feuille protégera mieux l'arbre que si cette dernière avait été de type pubescent, et enfin, la surface inférieure des feuilles est moins exposée aux dépôts dus à la pluie que la surface supérieure.

Si de fortes quantités de plomb se déposent sur le feuillage, la plus grande partie de ces dépôts reste à la surface (Zimdahl, 1976). Cependant, des études ont formellement identifié le rôle du feuillage dans l'ingestion du plomb par les

arbres. Donc, une feuille exposée absorbera des substances en aérosols ou en solution dans la pluie ou la neige. L'absorption par les feuilles présuppose la présence de composés lipidiques solubles, capables de traverser la fine couche cireuse de la surface de la feuille. Toutefois, en milieu naturel, le mélange de sels de plomb n'est pas totalement soluble dans l'eau. Plusieurs sels, tels les oxydes, les carbonates et les sulfates sont présents dans les gaz d'échappement des voitures automobiles (Ter Haar et Bayard, 1971 ; Habibi, 1973). Quant aux substances gazeuses, elles doivent entrer également par les stomates mais là encore leur solubilité lipidique contribue à leur absorption au travers des membranes cellulaires. Quoi qu'il en soit, le rôle des stomates n'est pas très bien compris (Ault, Senechal et Erlebach, 1970).

L'absorption par les racines implique que les ions de plomb soient dissous dans les solutions du sol et donc qu'ils aient formé des composés solubles dans l'eau. L'absorption de ces solutions dépendra du pH et de la température du sol, de l'approvisionnement en calcium et en phosphore. Du silicium soluble pourrait aussi être impliqué d'une façon importante dans l'ingestion du plomb (Wallace et Romney, 1970). Warren et al. (1970) ont précisé que les variations dans l'absorption du plomb dépendait du pH, du contenu en matières organiques, de la texture du sol, du climat, de la topographie, du degré de pollution ainsi que de l'histoire géologique du sol. L'ingestion du plomb se fera donc par diffusion passive.

Hammett (1929) avait déjà postulé que les parois cellulaires et les noyaux des cellules constituaient des sites d'accumulation de plomb. La nature des liens entre le plomb et les végétaux a été décrite par la suite par Malone, Koeppe et Miller (1974).

Au départ de cette migration du plomb vers l'intérieur de la plante, les racines semblent d'abord s'être entourées d'une concentration élevée de plomb précipité. Il se formerait alors des composés de plomb, non encore identifiés qui peuvent pénétrer la racine.

Une autre explication a été proposée par Friedland et Johnson (1985). Un champignon mycorhizal présent dans l'écorce des racines absorberait une certaine quantité de plomb du sol lui-même et des eaux d'infiltration. Jusqu'à maintenant, aucune tentative n'a été faite pour séparer le plomb contenu dans le champignon et le plomb présent dans les tissus propres de la racine.

En 1981, Smith et Siccama ont publié un rapport d'études portant sur l'écosystème du ruisseau Hubbard, petit cours d'eau situé dans les White Mountains dans le New Hampshire. En ce qui a trait aux échantillons de racines, voici les conclusions auxquelles ils en sont venus :

Lead concentration associated with the roots is high, but it has not been determined whether this is due to physiological uptake of Pb or contamination of the outer-root bark tissue. These roots for the most part are growing in the forest floor organic horizon where the average Pb concentration is about $89 \mu\text{g g}^{-1}$. Although we washed the roots until they appeared clean of forest floor material, it is still probable that forest floor humic material was incorporated into the root bark tissue. (4)

Lorsque le plomb réussit à pénétrer la racine, deux scénarios peuvent alors se dérouler. Premièrement, le plomb peut se précipiter et il est alors enrobé de matériaux précipités servant à la construction des parois cellulaires. Le tout migrera éventuellement en périphérie pour achever sa fusion avec les parois cellulaires déjà existantes. En ce qui concerne le deuxième scénario, Tanton et Crowdy (1971) ont trouvé qu'environ 3 % du plomb au niveau des racines se déplaçait passivement avec le mouvement de la sève et s'accumulait sur les surfaces d'évaporation.^{5, 6} Cependant, les déplacements du plomb à l'intérieur de l'arbre sont toujours un sujet à l'étude.

4 SMITH, W.H. et T.G. SICCAMA (1981) "The Hubbard Brook Ecosystem Study : Biogeochemistry of Lead in the Northern Hardwood Forest" *J. Environ. Qual.*, 10 (3) : p. 328.

5 A ce sujet, Rolfe (1973) arriva à la même conclusion en analysant huit espèces d'arbres, trois types différents de sol et en présence de cinq niveaux de plomb et de deux niveaux de phosphate différents dans les sols étudiés.

6 Heinrichs et Mayer (1980), qui analysèrent des échantillons de hêtres et d'épinettes dans les montagnes Solling en Allemagne centrale, abondent dans le même sens.

Effectivement, lorsque les substances entrent dans les tissus vasculaires, elles sont transportées rapidement des racines aux feuilles le long des canaux du xylème et plus lentement des feuilles vers le bas, dans le phloème. Le transport dans le phloème est complexe et pas tellement compris (Duffus, 1980) ; mais il semble que les substances toxiques entrant dans le phloème puissent affecter grandement la plante.

L'absorption des substances varie dépendamment de la nature des tissus, de leur activité hormonale de croissance et des conditions environnementales. L'activité hormonale de croissance et le stade de développement qui s'en suit, peuvent être particulièrement importants (Prat, 1927). Les méristèmes apicaux et les régions à hautes concentrations d'hormones de croissance tendent à accumuler les éléments nutritifs et toutes autres substances associées et ceci souvent aux dépens des tissus âgés ou sénescents.

Peu de rapports ont été produits au sujet du plomb localisé à l'intérieur des cellules végétales et ses effets. On sait cependant qu'une fois ingéré, le plomb affecte divers processus vitaux de la plante ; il réduit la photosynthèse (Bazzaz et al, 1974),^{7, 8} l'activité mitotique (Hammett, 1928) et l'absorption de l'eau (Bazzaz et al, 1974). Au niveau des réactions enzymatiques, le plomb affecte le flux d'électrons dans les réactions de transfert d'électrons (Koeppel et Miller, 1970) ce qui a un effet négatif au niveau de

la respiration et de la photosynthèse.

Si nous ne comprenons pas encore très bien la responsabilité du plomb, nous pouvons par contre constater les dégâts occasionnés par sa présence. Fort heureusement, le plomb est très peu répandu dans le milieu naturel normal mais l'activité humaine et plus spécifiquement la circulation automobile favorisent la diffusion de cet élément.

7 Voir aussi à ce sujet un rapport publié par l'Université de l'Illinois (1972) "An Interdisciplinary Study of Environmental Pollution by Lead and Other Metals" NSF Grant GI-4 et GI-34813X.

8 Des recherches effectuées par Carlson et Bazzaz (1977) confirment ces résultats à savoir que l'absorption du plomb réduit la croissance des racines, l'augmentation dans le diamètre des nouvelles tiges, la croissance des nouvelles tiges, du feuillage et de la photosynthèse.

CHAPITRE IV

UNE HYPOTHESE DE DISPERSION

A l'intérieur des villes et à plus forte raison le long des principales artères de circulation, la présence de véhicules automobiles employant de l'essence au plomb devrait normalement favoriser la dispersion de ce polluant.⁹ Afin de saisir le circuit parcouru par le plomb, un scénario de dispersion pourrait être établi.

Ainsi, dès sa sortie du tuyau d'échappement, le plomb est aspiré pendant quelques secondes par le souffle du véhicule en mouvement. Après, nous pouvons supposer comme Singer et Hanson (1969) aux Etats-Unis, que les vents locaux entraîneront sur une certaine distance ces matières polluantes. Elles se déposeront finalement sur la voie publique, sur l'accotement de la route ou sur une certaine distance plus ou moins importante, dépendamment de la vitesse des vents au moment

⁹ A une plus grande échelle, Siccama et Smith (1978) rapportent que "the deposition of lead on the forests of New England several hundred kilometers from major population centers is relatively higher than on many other rural regions of North America due to patterns of air movement and location of sources." p. 593.

de leur émission.

Si nous projetons cette ligne de pensée un peu plus loin, nous pouvons nous permettre de croire que les eaux de ruissellement transporteront à leur tour les polluants sur une certaine distance. La végétation des environs subira donc l'agression des matières polluantes par le biais de l'atmosphère, des eaux de ruissellement et de la nappe phréatique.

Dans le contexte de l'hypothèse et de l'étude, il faudra tenir compte du rôle fondamental du vent dans la dispersion du plomb. Normalement, nous pourrions nous attendre, après l'analyse des échantillons, à obtenir le graphique hypothétique de la page suivante.

Près de l'autoroute, peu importe le sens des vents dominants, une même quantité de plomb devrait se déposer sur les écorces externes. En s'éloignant de l'autoroute et en pénétrant à l'intérieur de la forêt, la vitesse des vents devrait décroître rapidement. Nos échantillons devraient donc refléter une décroissance rapide dans la teneur en plomb et

10 Nriagu (1978) apporte un élément de précision à ce sujet : "Besides the volume of the traffic, lead in roadside soils is also related to the mode of operation of the vehicles. For example, a higher percentage of lead in the automobile exhaust is discharged on the highway than in city driving ; this commonly results in a greater build-up of lead in soils near highways than in soils close to arterial roadways." p. 33.

ceci en fonction de la distance par rapport à l'autoroute. Cette diminution serait logiquement ralentie si la section étudiée est exposée aux vents dominants.

C'est ce modèle simple que nous allons soumettre à une vérification expérimentale dans notre travail.

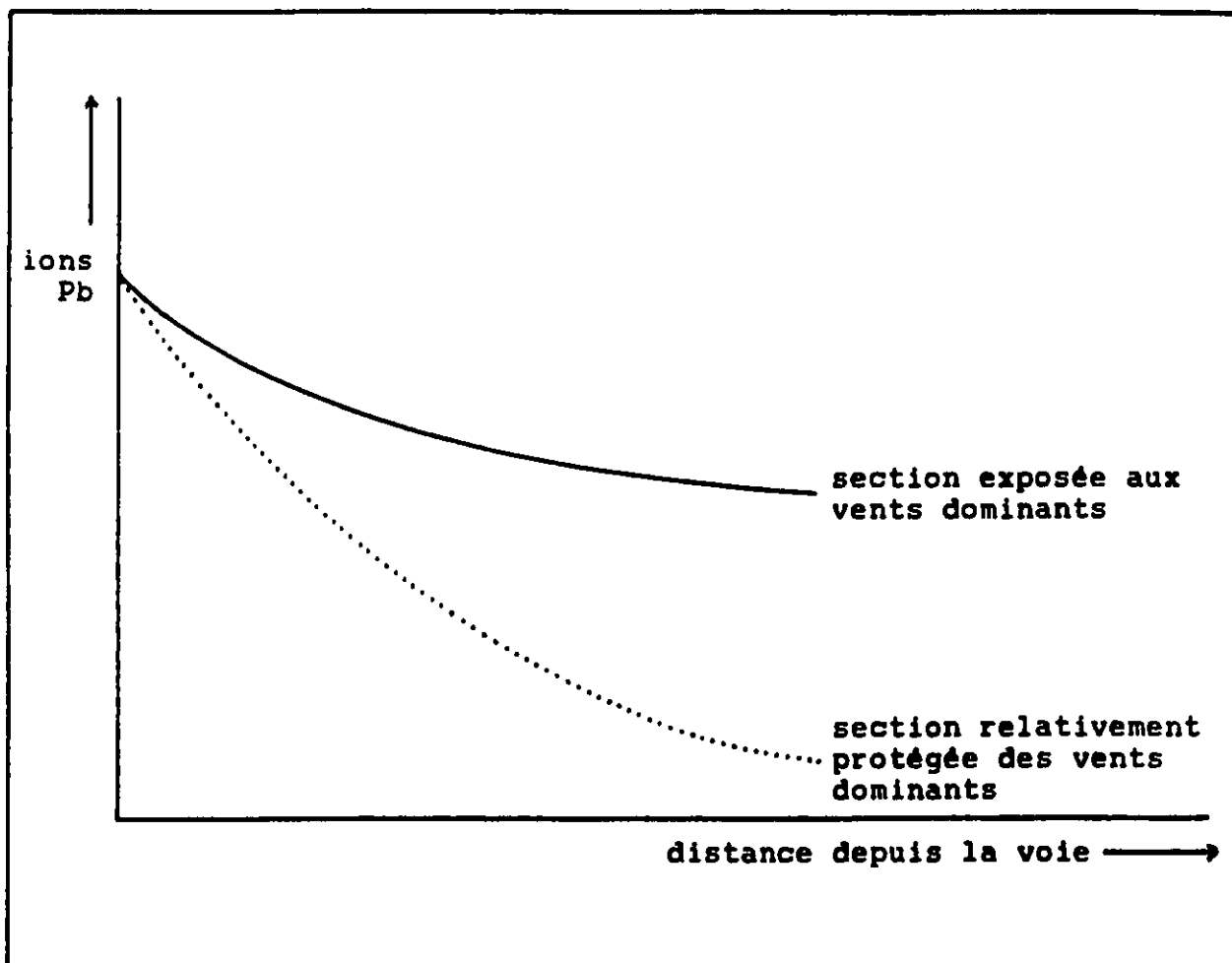


Figure 4.1 : Graphique hypothétique de la dispersion du Pb dans le milieu naturel

CHAPITRE V

PROCEDURE

Depuis 1974, soit un peu plus de 10 ans, la 417 est ouverte sur toute sa longueur. C'est un laps de temps très court. Cependant, nous pouvons escompter déjà un impact sur la végétation. L'analyse de la rose des vents normale de la région d'Ottawa laisse apparaître des vents dominants du secteur ouest.

Ce facteur vent devrait influencer la dispersion des agents pollueurs et devrait être reflété dans les échantillons recueillis.

Pour contrôler l'influence du vent, deux séries d'échantillons ont été récoltées. Près de Limoges, petite localité de l'Ontario, une route rurale fut sectionnée lors de la construction de l'autoroute 417. Cette petite route a un axe nord-est sud-ouest, perpendiculaire à l'autoroute.

Le long de cette route secondaire, sur une distance de 0,5 km de l'autoroute vers le nord-est en direction de Limoges, 10 érables rouges (*Acer rubrum*) furent sélectionnés.

L'arbre sélectionné le plus près de l'autoroute est à environ 25 mètres de cette voie. Le plus éloigné est situé à environ 475 mètres de l'autoroute. Tous les autres arbres sélectionnés ont été choisis le long d'un transect entre ces deux distances. On les a choisis en tentant une répartition la plus égale possible entre ces deux extrêmes. La même opération fut répétée le long de cette même route mais cette fois-ci au sud de l'autoroute sur une distance équivalente.

Une certaine influence du vent sur la dispersion des cations devrait mettre en évidence une différence notable entre les sections nord-est et sud-ouest du segment d'autoroute. Le côté sud-ouest de l'autoroute devrait être probablement moins affecté par la pollution que le côté nord-est.

Même si la vitesse des vents influence la dispersion des cations de plomb au moment de leur émission des véhicules motorisés, le but de cette recherche étant de faire un bilan de la dispersion de l'agent pollueur aux abords de l'autoroute 417 depuis son inauguration il y a 10 ans, il nous apparaît plus opportun de travailler avec la direction des vents plutôt que leur vélocité à un moment et en lieu précis.

Figure 5.1 : La rose des vents normale de la région d'Ottawa

Les données furent recueillies de 1955 à 1972 à l'aéroport international d'Ottawa. Ces données expriment la fréquence des vents en %. Il est à remarquer que 4 % du temps les vents sont calmes.

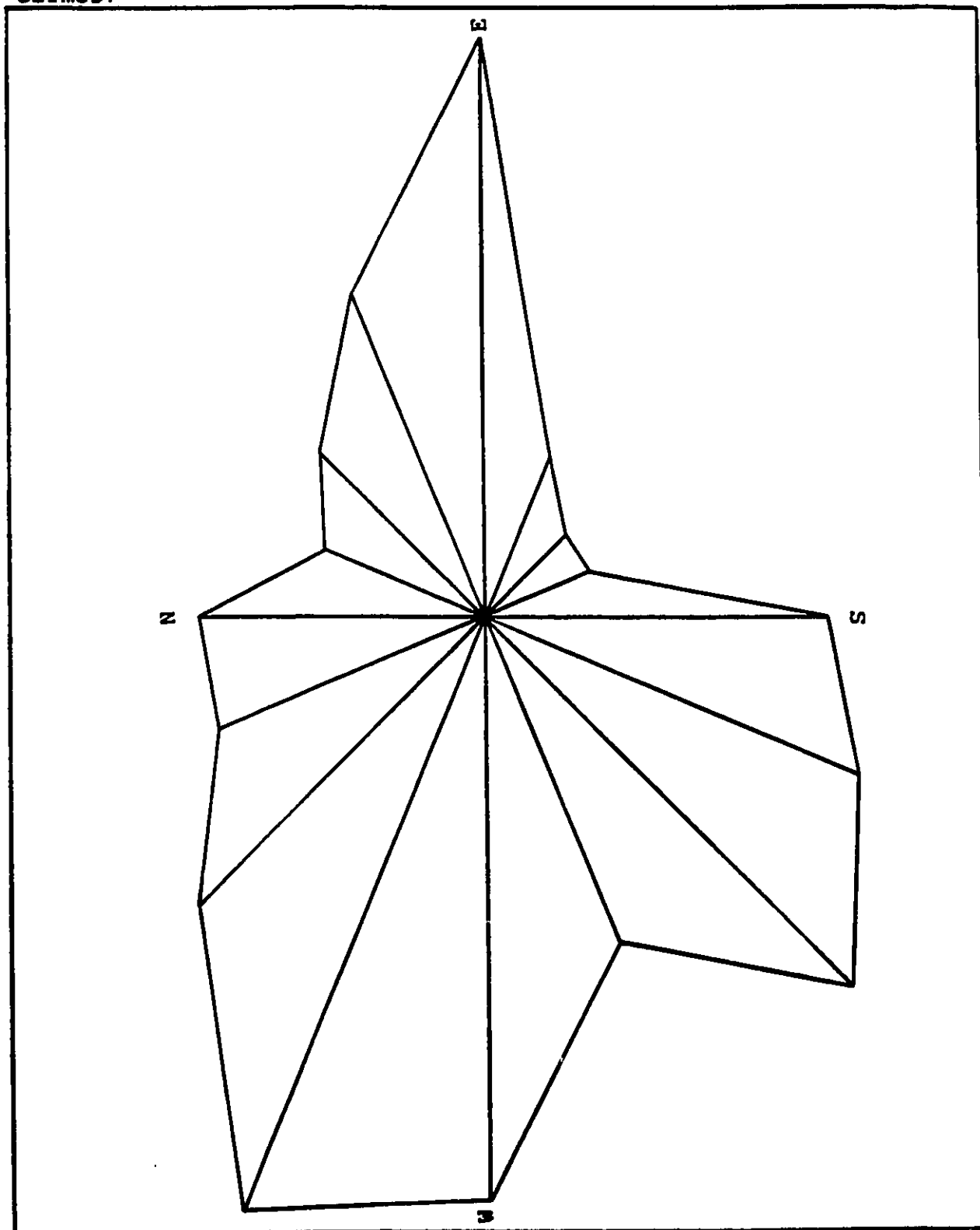
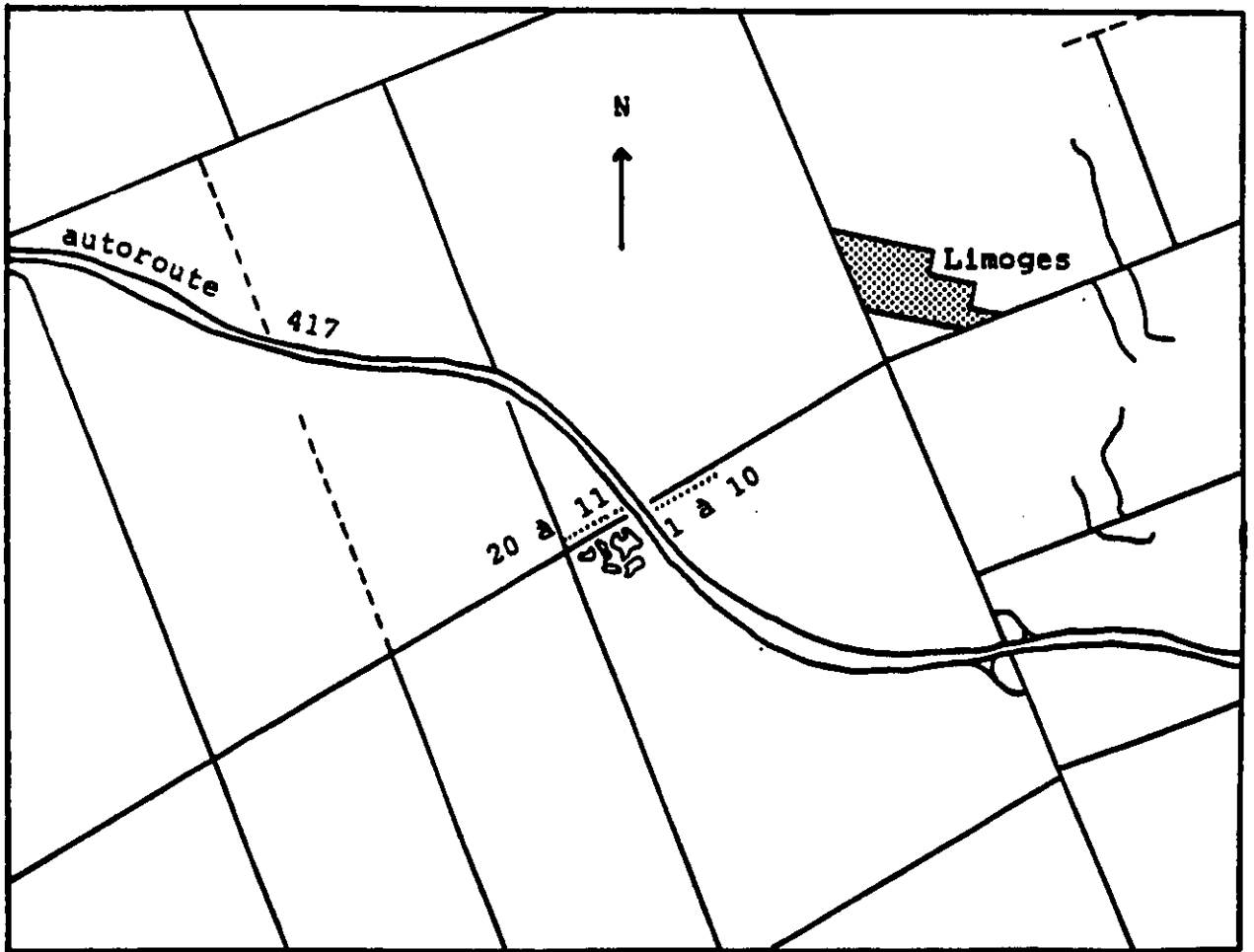
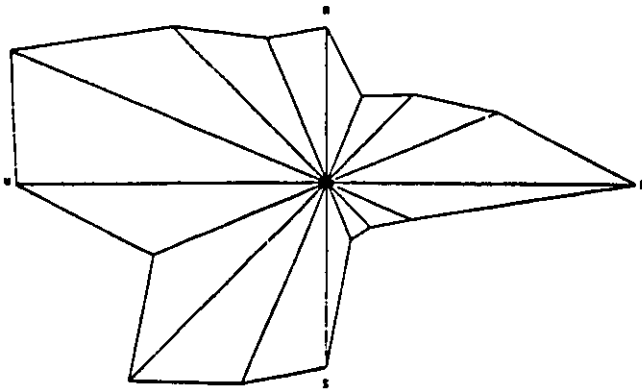


Figure 5.2 : Carte des sites étudiés



1 : 50 000
Russell
Ontario
31G6



La direction générale suivie par la 417 rendait difficile l'identification d'une section boisée de part et d'autre, et suffisamment perpendiculaire à la trajectoire des vents dominants. La section retenue offrait la situation la plus favorable à notre projet.

Même si la direction dominante (WNW) des vents recoupe la trajectoire de la route sous un angle relativement faible (environ 20 degrés), il est aisé de se rendre compte en observant la rose des vents que toutes les directions comprises entre le WNW et le sud vers l'ouest coupent l'autoroute. Certaines le font avec des angles plus proches de 90 degrés. Ces directions cumulent environ 51 % des situations avec vent et peuvent être considérées comme contribuant à chasser les émanations dues à la circulation vers le NE. A l'inverse, les directions opposées ne cumulent que 38 % des situations avec vent. Les directions NW-SE et NNW-SSE sont considérées comme neutres et cumulent environ 17 % des situations avec vent d'ouest en est.

CHAPITRE VI

METHODES D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSE

La forêt s'étalant au nord-est de l'autoroute 417 semble être entretenue. Le sous-bois est propre, la marche y est facile. Les arbres sont de bonnes dimensions, offrant un diamètre de 80 centimètres en moyenne. Une distance respectable sépare les arbres, favorise une grande luminosité et permet une croissance optimale de la végétation.

Tout au contraire, cette même forêt au sud-ouest de l'autoroute est laissée à elle-même. Le sous-bois est touffu, dense, la marche y est très pénible. Il faut constamment enjamber les troncs couchés des arbres morts. Les arbres adultes sont chétifs. Leur diamètre est faible. Ces arbres, beaucoup trop près les uns des autres semblent se nuire. Le feuillage et la profusion de rameaux malingres obscurcissent le sol.

Les échantillons ont été recueillis le long de deux segments perpendiculaires, de chaque côté de l'autoroute 417, sur une distance d'environ 0,5 km. Le long de ce transect de 0,5 km à partir de l'autoroute, les arbres sélectionnés ont été choisis en tentant une répartition la plus égale possible entre ces deux extrêmes.

C'est ainsi que la distance approximative des échantillons par rapport à l'autoroute s'est établie ainsi :

- échantillons 1 et 11, à 25 mètres de l'autoroute
- échantillons 2 et 12, à 75 mètres de l'autoroute
- échantillons 3 et 13, à 125 mètres de l'autoroute
- échantillons 4 et 14, à 175 mètres de l'autoroute
- échantillons 5 et 15, à 225 mètres de l'autoroute
- échantillons 6 et 16, à 275 mètres de l'autoroute
- échantillons 7 et 17, à 325 mètres de l'autoroute
- échantillons 8 et 18, à 375 mètres de l'autoroute
- échantillons 9 et 19, à 425 mètres de l'autoroute
- échantillons 10 et 20, à 475 mètres de l'autoroute

Tous les échantillons d'écorces et de feuilles furent prélevés en trois lots et une moyenne fut calculée pour chaque site de cueillette.

Les échantillons d'écorce ont été pris à 1 mètre d'intervalle de la base à 2 mètres du sol, du côté face à l'autoroute et à 1 mètre du sol du côté de l'arbre opposé à l'autoroute. De plus chaque échantillon d'écorce, sauf ceux provenant du côté opposé à l'autoroute, fut divisé en deux afin d'analyser l'écorce interne et l'écorce externe.

Dans le contexte de cette étude, l'écorce externe est la partie de l'arbre située de l'assise subéro-phellodermique vers l'extérieur de l'arbre tandis que l'écorce interne est en

fait le phloème, la portion détachée située entre l'assise subéro-phellodermique et le cambium aussi appelé assise libéro-ligneuse. (Voir à cet effet la figure 6.1).

Les échantillons de feuilles furent recueillis à environ 2 à 3 mètres du sol et furent divisés en deux groupes : celui des feuilles lavées à l'eau distillée et celui des feuilles non-lavées.

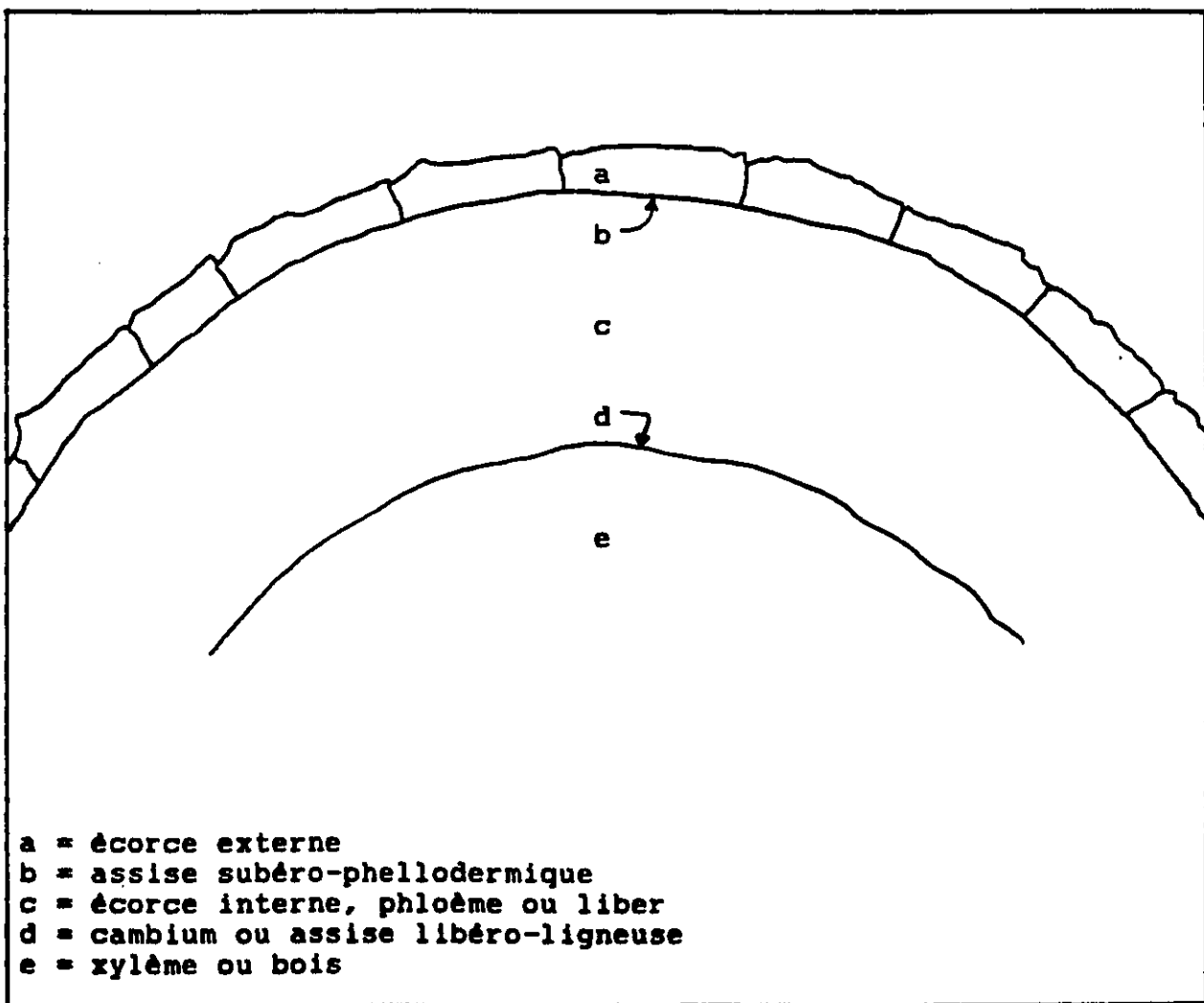


Figure 6.1 : Coupe transversale d'un tronc d'arbre

Les échantillons recueillis d'écorces et de feuilles furent par la suite asséchés dans un four à 105 °C, et traités dans des micro-fioles kjeldahls afin de détruire la matière organique par digestion acide. Celle-ci est réalisée par un mélange composé d'acide nitrique et d'acide perchlorique dans des proportions 1:1 utilisé au contact de 0,2 à 0,5 g des échantillons d'écorces et de feuilles sèches.

Cette liquéfaction est réalisée en ajoutant 5 ml du mélange composé d'acide nitrique et d'acide perchlorique dans des proportions 1:1, à 0,2-0,5 g des échantillons d'écorces et de feuilles sèches.

Ce mélange repose pendant quelques heures ou toute une nuit de préférence.

Après, le tout est chauffé pendant environ 1/2 heure jusqu'à ce que la solution devienne claire, incolore et qu'une fumée blanche, dense s'en échappe. Après cette étape, le volume doit être à peu près 1 ml.

On retire les micro-fioles kjeldahls du feu et avec de grandes précautions, lentement, on ajoute de l'eau distillée afin de laver les parois intérieures des fioles. Après cette opération, le volume doit être à peu près de 5 ml.

On laisse refroidir la solution.

En ajoutant de l'eau distillée, on relève le volume final à 20 ml et on peut entreposer la solution dans un endroit frais jusqu'à son analyse au spectrophotomètre.

Le spectrophotomètre à absorption atomique utilisé est le modèle Instrumentation Laboratory IL 357 AA/AE. C'est un appareil d'analyse qui possède une lampe cathodique émettant un flux de photons d'intensité et de longueur d'onde connues. La longueur d'onde, déterminée en fonction du cation à doser, est telle que les atomes de cet élément ont une absorption maximale.

Ce flux de photons traverse une flamme dans laquelle est vaporisée la solution contenant le cation à doser (avec une concentration c). Les atomes du cation absorbent une certaine quantité de photons et l'intensité I du flux sortant est mesurée.

L'absorption obéit à la loi de Beer : $I = I_0 \times 10^{-abc}$

- où a : absorptivité (constante pour un élément donné);
 b : largeur de la flamme (constante pour un appareil);
 c : concentration de la solution à doser.

Les résultats fournis par le spectrophotomètre à absorption atomique expriment la concentration du cation dosé par rapport à la solution vaporisée.

Connaissant au départ la masse des échantillons utilisée dans le processus de digestion, sachant que le volume total après digestion est complété à 20 ml en ajoutant de l'eau distillée, nous pouvons convertir les données fournies en $\mu\text{g/ml}$ par le spectrophotomètre en données s'exprimant en $\mu\text{g/g}$ c'est-à-dire en parties par millions.

La formule du traitement est la suivante :

$$Q = \frac{M2 \times 20 \text{ ml}}{M1 \times 1 \text{ ml}} \quad \text{exprimé en } \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{g}} \right) \quad \text{ou} \quad (\text{p.p.m.})$$

où Q = concentration du cation dosé

$M1$ = masse initiale de l'échantillon, exprimée en g

$M2$ = masse détectée par le spectrophotomètre, exprimée en μg
par ml ou gramme de solution.

Comme il a été mentionné plus haut, tous les échantillons d'écorces et de feuilles furent prélevés en trois lots. Chaque lot fut traité indépendamment afin d'obtenir une moyenne représentative pour chaque site de cueillette.

Bien que cette division en trois lots fut entreprise afin de diminuer tout risque d'erreur, il s'est avéré dans la pratique qu'il y avait bien peu de différences entre les lots provenant du même site. Tout au plus pouvions-nous noter quelquefois des différences de 4-5 ppm entre les lots du même prélèvement.

Ceci dit, le tableau 6.1 donne les résultats après le traitement des données. Chaque chiffre est la moyenne en ppm pour chaque site de cueillette obtenue à partir des trois lots.

Dans ce tableau, les résultats sont disposés par groupe (hauteur et type d'écorce ou de feuille) en fonction de la distance à la route.

- Les chiffres arabes 1 à 20 représentent les 20 arbres d'où proviennent les échantillons.
 - * les arbres numérotés 1 à 10 proviennent du nord-est de l'autoroute.
 - * les arbres numérotés 11 à 20 proviennent du sud-ouest de l'autoroute.

- Ces chiffres arabes 1 à 20 représentent aussi les distances approximatives par rapport à l'autoroute.
 - * les arbres numérotés 1 et 11 sont situés à environ 25 m de l'autoroute.
 - * les arbres numérotés 10 et 20 sont situés à environ 475 m de l'autoroute.
 - * tous les autres arbres sélectionnés ont été choisis entre ces deux distances. On les a choisis en tentant une répartition la plus égale possible entre ces deux extrêmes.

- Les lettres représentent les types d'échantillons qui furent recueillis sur les arbres sélectionnés.
 - *a = écorce externe à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
 - *b = écorce interne à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
 - *c = écorce externe à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
 - *d = écorce interne à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
 - *e = écorce externe au niveau du sol, face à l'autoroute.
 - *f = écorce interne au niveau du sol, face à l'autoroute.
 - *g = écorce externe à 1 mètre du sol, opposée à l'autoroute.
 - *h = feuilles non-lavées.
 - *i = feuilles lavées à l'eau distillée.

TABLEAU 6.1

Moyenne en ppm de matériel végétal sec, des trois prises
pour chaque site traité

	a	b	c	d	e	f	g	h	i
1-	226	42	212	45	181	47	190	215	212
2-	212	40	161	43	160	43	159	155	153
3-	125	53	137	54	137	60	126	195	163
4-	171	38	161	42	146	41	138	146	131
5-	104	33	122	39	122	35	103	211	157
6-	128	51	128	52	117	55	125	139	136
7-	158	45	158	50	135	50	135	118	96
8-	103	40	105	43	104	43	104	141	131
9-	93	28	94	31	103	31	102	108	108
10-	117	36	124	37	124	37	115	100	90
	a	b	c	d	e	f	g	h	i
11-	202	52	202	52	183	51	180	162	121
12-	125	53	137	50	125	57	136	98	81
13-	149	55	135	56	137	60	135	114	83
14-	149	54	149	54	139	62	137	162	140
15-	93	40	95	40	93	41	95	136	123
16-	102	38	102	41	102	41	122	98	95
17-	117	33	128	37	128	37	117	121	91
18-	161	31	160	29	159	31	158	108	75
19-	92	36	92	35	95	40	92	108	92
20-	103	36	104	40	104	40	103	109	101

CHAPITRE VII
COMPARAISONS DES RESULTATS BRUTS OBTENUS DANS CETTE
RECHERCHE AVEC DES ETUDES SIMILAIRES

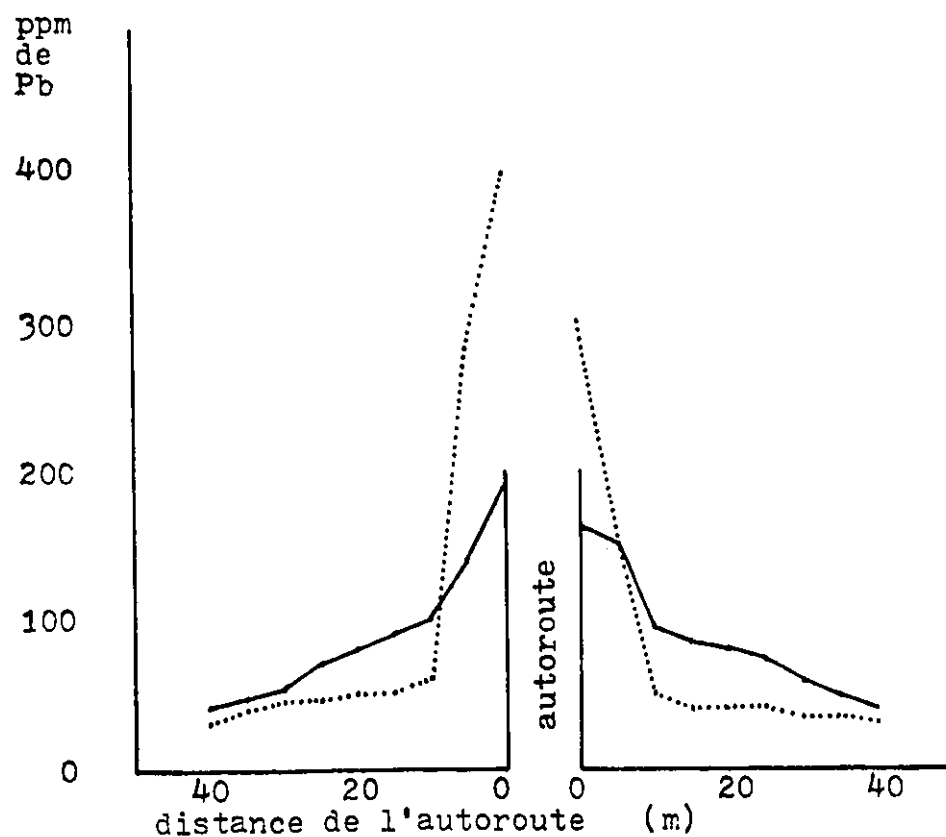
Avant de procéder à l'analyse systématique des résultats obtenus au spectrophotomètre à absorption atomique, comparons nos données avec celles d'autres recherches similaires. Plusieurs études se sont penchées sur les concentrations de plomb dans les sols en fonction de la distance par rapport à des routes très fréquentées. Ces analyses ont toutes abouti aux mêmes conclusions. Il y a une décroissance dans les concentrations de plomb des sols en fonction de la distance. La figure 7.1 a, reprise des travaux effectués par Impens et al. (1973) résume bien le type de graphiques obtenus à partir des analyses de sols.

Toujours en ce qui a trait aux analyses des sols, quoique l'effet polluant de la circulation automobile soit généralement limité à une étroite zone de 100 mètres de part et d'autre de l'artère étudiée, Page et Ganje (1970) rapportent une contamination notable des sols à plusieurs kilomètres de la source. Mais, dans la plupart des cas étudiés, le plomb excédentaire décroît de 50 % entre 10 et 20 mètres de

l'autoroute. Tous ceux qui se sont penchés sur la question ne peuvent expliquer cette localisation massive du plomb dans une bande de sol aussi étroite, sachant qu'une fraction importante (> 60 %) des particules de plomb émises par les automobiles est de faible diamètre et que, de ce fait, elles pourraient rester plus longtemps en suspension dans l'air et être dispersées sur une plus grande surface (Nriagu, 1978).

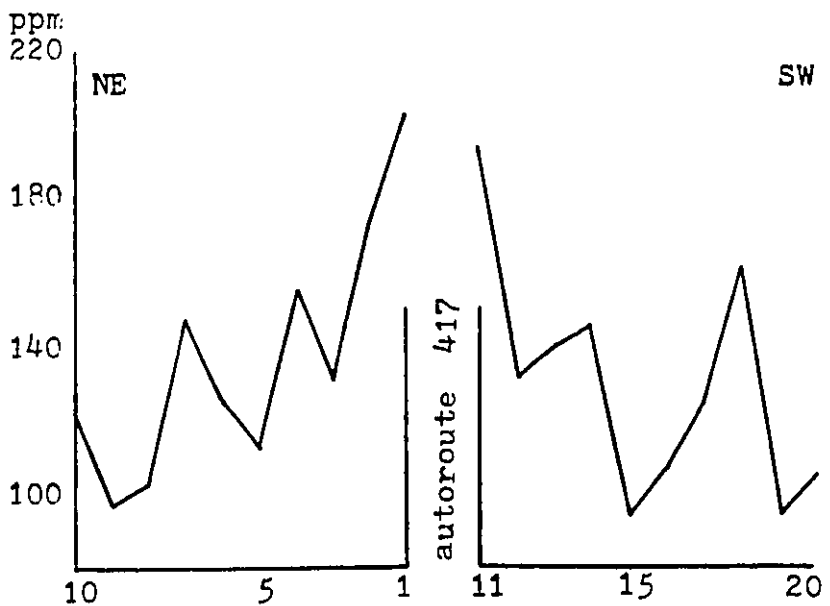
Pour en revenir au cadre plus restreint de notre étude, à savoir l'analyse d'échantillons de végétation, Impens et al. (1973) se sont penchés comme nous sur la concentration du plomb dans la végétation forestière en fonction de la distance par rapport à une artère importante. La figure 7.1 reproduit le graphique résumant leurs recherches. Les graphiques 7.2 a, b et c proviennent de nos échantillons récoltés de part et d'autre de l'autoroute 417.

- * Chaque point du graphique 7.2 a est la moyenne des échantillons d'écorce externe à 2 mètres du sol, à 1 mètre du sol et au niveau du sol, face à l'autoroute ainsi que celles à 1 mètre du sol, opposée à l'autoroute.
- * Chaque point du graphique 7.2 b est la moyenne des échantillons d'écorce interne à 2 mètres du sol, à 1 mètre du sol et au niveau du sol, face à l'autoroute.
- * Chaque point du graphique 7.2 c est la moyenne des échantillons de feuilles non-lavées et de feuilles lavées à l'eau distillée.

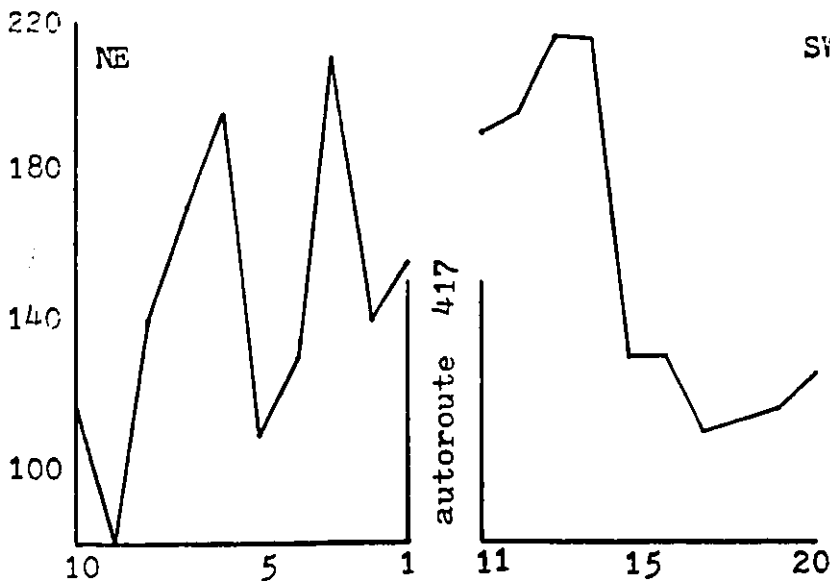


..... plomb dans les sols
 ——— plomb dans la végétation

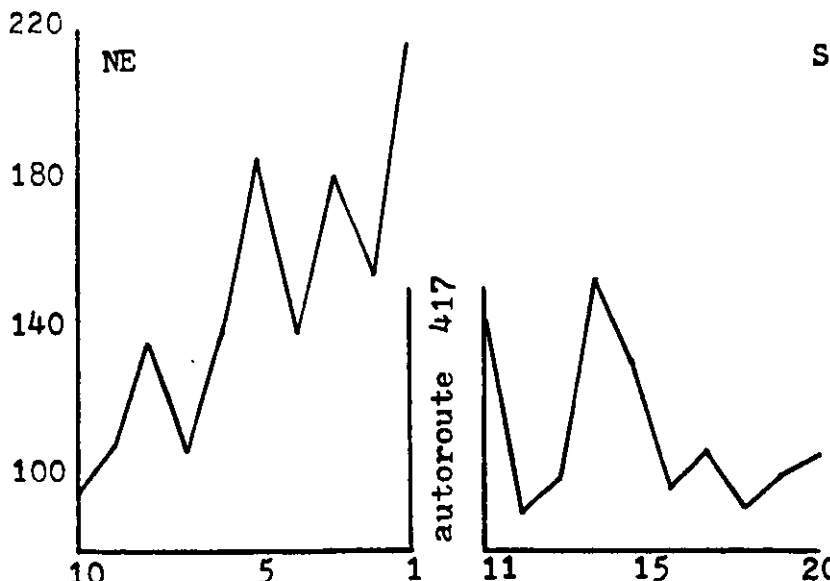
Figure 7.1 : Concentration du plomb dans la végétation forestière en fonction de la distance par rapport à une artère importante (d'après Impens et al., 1973)



a = Moyenne des échantillons d'écorce externe à 2 mètres du sol, à 1 mètre du sol et au niveau du sol, face à l'autoroute ainsi que celles à 1 mètre du sol, opposée à l'autoroute.



b = Moyenne des échantillons d'écorce interne à 2 mètres du sol, à 1 mètre du sol et au niveau du sol, face à l'autoroute.



c = Moyenne des échantillons de feuilles non-lavées et de feuilles lavées à l'eau distillée.

Figure 7.2 : Graphiques des concentrations de plomb en fonction de la distance par rapport à l'autoroute d'après nos résultats bruts

Les quatre graphiques des figures 7.1 et 7.2 ont plusieurs points en commun :

- 1- Dans l'ensemble des graphiques, près de l'autoroute, la concentration est forte et diminue avec la distance.
- 2- Cette décroissance n'est pas régulière. La courbe est plutôt en dents de scie. La décroissance près de l'autoroute est forte mais tend à s'amenuiser de plus en plus pour tendre à se stabiliser avec la distance. (Ce phénomène est clairement visible dans la figure 7.1. Dans les trois autres graphiques de la figure 7.2 même si les courbes sont plutôt en dents de scie, cette tendance semble se maintenir).
- 3- Les concentrations de plomb de part et d'autre de l'autoroute ne sont pas identiques. Un côté de l'artère semble toujours plus atteint par la pollution par le plomb.

Quoiqu'il en soit, les chapitres subséquents tenteront d'expliquer un peu plus en détail cette décroissance du plomb en fonction de la distance. Une autre façon qu'ont les chercheurs pour analyser les concentrations de plomb aux abords des artères importantes est l'étude d'échantillons de plusieurs espèces de végétation immédiatement situées de part et d'autre de la route. C'est ainsi qu'ont procédé entre autres Ward, Brooks et Reeves (1974). La figure 7.3 représente les moyennes de concentrations de plomb (toujours en ppm) d'échantillons d'écorce externe pris des deux côtés opposés des arbres.

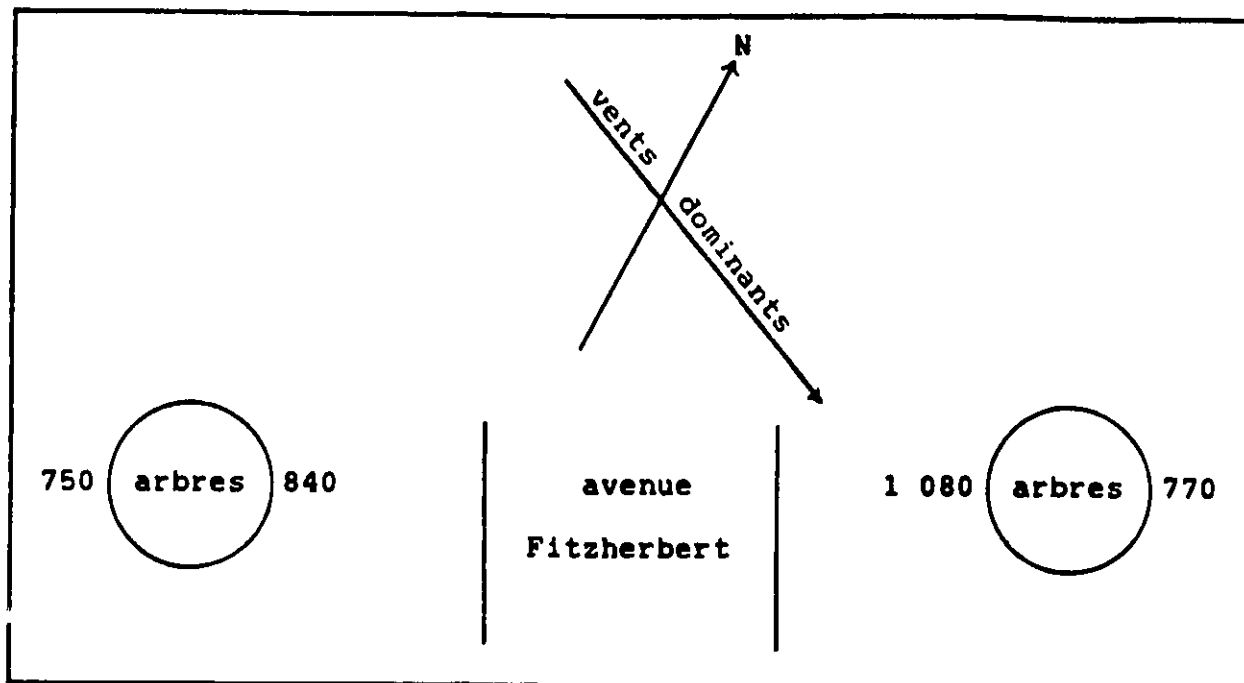


Figure 7.3 : Moyennes de concentrations de plomb (en ppm) d'échantillons d'écorce externe pris des deux côtés opposés des arbres (d'après Ward et al. 1974)

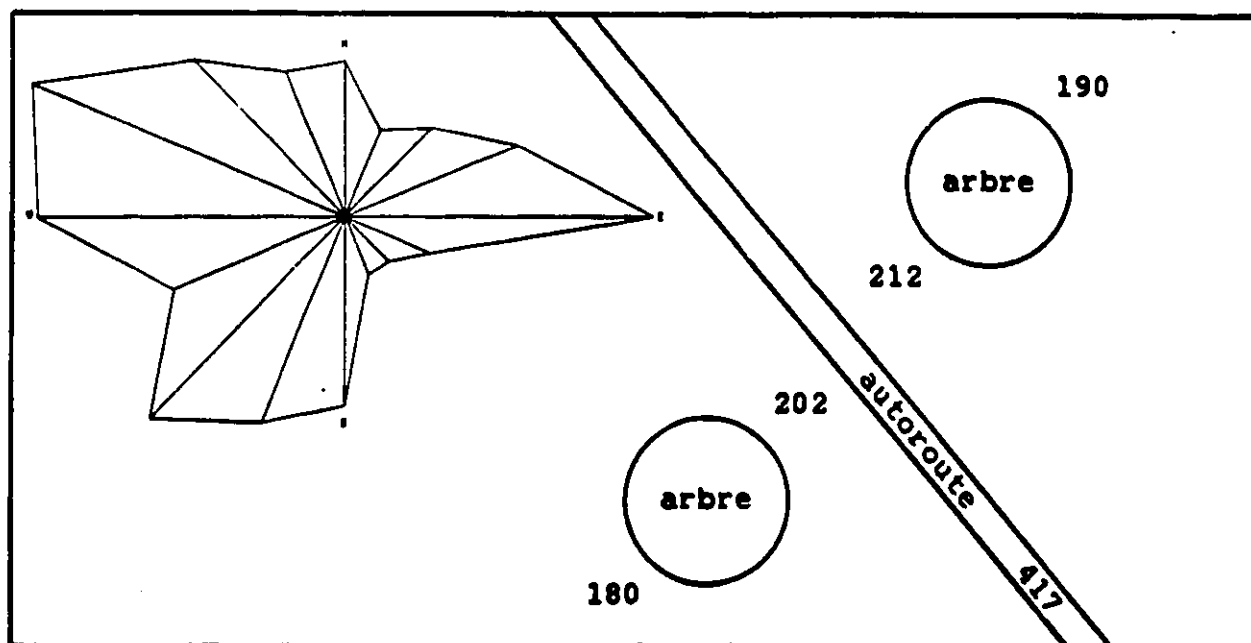


Figure 7.4 : Concentrations de plomb (en ppm) de l'écorce externe à 1 mètre du sol des échantillons des arbres situés les plus près et de part et d'autre de l'autoroute 417

Les échantillons de Ward, Brooks et Reeves (1974) proviennent de plusieurs espèces d'arbres : des sycomores, des châtaigniers, des frênes, des chênes, des érables et des ormes. La figure 7.4 représente la quantité de plomb en ppm de l'écorce externe à 1 mètre du sol des échantillons des arbres situés les plus près et de part et d'autre de l'autoroute 417. Ce qui étonne au départ, ce sont les différences énormes dans les concentrations de plomb.

CF. :	750	par rapport à	180
	840	par rapport à	202
	1 080	par rapport à	212
	770	par rapport à	190

Comment expliquer une telle différence ? Nous n'avons aucune preuve mais tout au plus pouvons-nous émettre l'hypothèse que l'avenue Fitzherbert étant une autoroute importante traversant de part en part la localité de Palmerston North en Nouvelle-Zélande, ceci serait la source de l'explication car tout à l'opposé l'autoroute 417 est une très jeune artère qui de plus, là où furent pris les échantillons, est située hors des limites de toute ville importante. D'autre part, nos échantillons furent prélevés en septembre. Une étude effectuée par Czuba et Hutchinson (1980) sur diverses plantes comestibles fait ressortir que lorsque l'analyse est effectuée sur des récoltes prélevées à la fin de la saison végétative, on note une baisse importante dans la concentration des métaux tels le plomb. Voici l'hypothèse retenue par Czuba et Hutchinson pour expliquer cette baisse : "The relatively high spring Cu and

Pb levels may have been due to the vigorous nutrient uptake of young plants and to the relative percentage increase in woody and fibrous tissue, with attendant low metal levels, in the later part of the year. (...) In this study, the Pb levels of edible portions of the crop varied from 3.2 to 38.2 ppm in the spring and from 7.2 to 15.2 ppm in the fall.¹¹ Quoiqu'il en soit, les concentrations dans cette étude semblent se comparer plus exactement avec celles relevées par Impens et al. (1973). Après avoir pris note de cette différence d'échelle, nous pouvons quand même remarquer qu'il y a des points communs entre les figures 7.3 et 7.4. La plus haute concentration de plomb dans la figure 7.3 soit 1 080 ppm est exactement située au même endroit que la plus haute concentration de plomb dans la figure 7.4 soit 212. Et il en va de même pour les trois autres données. Dans les deux figures, la plus haute concentration de plomb est située du côté de l'arbre face à l'autoroute et recevant de face les vents dominants. Les concentrations de plomb du côté opposé à l'autoroute, dans les deux figures sont nettement inférieures et de plus, il y a peu de différences entre ces échantillons situés de part et d'autre de l'autoroute mais du côté de l'arbre opposé à l'artère, (cf: 750 et 770 ppm ; 180 et 190 ppm). Donc, sous cet aspect, les résultats d'analyse de nos échantillons se comparent très bien aux résultats de Ward, Brooks et Reeves.

11 CZUBA, M. et T.C. HUTCHINSON (1980) "Copper and Lead Levels in Crops and Soils of the Holland Marsh Area - Ontario" *J. Environ. Qual.*, 9 (4) : p. 573.

CHAPITRE VIII
TRAITEMENT STATISTIQUE DES RESULTATS BRUTS

Après l'obtention des mesures fournies par le spectrophotomètre, il nous a paru intéressant de regrouper ces données afin de tracer des courbes qui pourraient illustrer certaines tendances.

Pour tracer ces courbes, nous avons placé en abscisse la distance par rapport à l'autoroute et en ordonnée la quantité de plomb en ppm contenue dans les échantillons.

En prenant exemple sur les modèles de dispersion de fines particules, la courbe exponentielle négative fut adoptée.¹²

12 A cet effet, les chercheurs Faegri et Iversen (1975) ont relevé plusieurs études sur l'analyse des pollens où l'emploi de la courbe exponentielle négative dans la dispersion de ces particules était systématique.

En ce qui nous concerne, nous pourrions soulever l'hypothèse que près des artères importantes et surtout face au vent, la quantité de plomb sur la surface externe des arbres est très importante. Cette quantité de plomb diminue avec la distance indépendamment de la direction des vents. Cependant, à une certaine distance, la quantité de plomb cesse de décroître et se maintient à un certain niveau comme si la circulation générale de l'air maintenait partout une quantité minimale de plomb. Il s'agirait donc en quelque sorte d'un "bruit de fond".

A ce sujet, Palmer et Kucera (1980) ont analysé la contamination par le plomb du sycomore et des sols environnant les mines de plomb et leurs fonderies dans l'est du Missouri. Ils ont relevé le fait que les niveaux de plomb dans les échantillons de sol et de végétation décroissaient régulièrement sur des distances s'étalant de 1,6 à 4,8 km de la source pour ensuite se stabiliser.¹³

La courbe exponentielle négative est celle-ci: $y = b e^{-ad}$ où y = concentration de plomb
 b = ordonnée à l'origine
 a = pente de la courbe
 d = distance à la route

¹³ Buchauer (1973) rapporte qu'un transect de 39 km a dû être effectué depuis une source émettrice de plomb dans la direction des vents dominants avant qu'on y note une stabilisation des niveaux de plomb dans les échantillons.

Le tableau 8.1 est l'ensemble des courbes exponentielles négatives accompagnées de leur coefficient de corrélation de tous les graphiques qui suivent un peu plus loin dans le travail.

TABLEAU 8.1

Les courbes exponentielles négatives
et leur coefficient de corrélation

a = écorce externe à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 202 e^{-0,0016 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,7551$$

a = écorce externe à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 162 e^{-0,001 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,5907$$

b = écorce interne à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 45 e^{-0,0006 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,4152$$

b = écorce interne à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 57 e^{-0,0012 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,8585$$

c = écorce externe à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 184 e^{-0,0012 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,7704$$

c = écorce externe à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 163 e^{-0,001 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,5998$$

d = écorce interne à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 49 e^{-0,0006 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,4798$$

d = écorce interne à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 56 e^{-0,0012 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,7938$$

e = écorce externe au niveau du sol, face à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 168 e^{-0,001 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,8307$$

e = écorce externe au niveau du sol, face à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 150 e^{-0,0008 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,5208$$

f = écorce interne au niveau du sol, face à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 50 e^{-0,0006 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,4546$$

f = écorce interne au niveau du sol, face à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 60 e^{-0,0012 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,7567$$

g = écorce externe à 1 mètre du sol, opposée à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 165 e^{-0,001 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,7703$$

g = écorce externe à 1 mètre du sol, opposée à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 156 e^{-0,0008 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,6106$$

h = feuilles non-lavées.
échantillons 1 à 10

$$y = 213 e^{-0,0014 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,8232$$

h = feuilles non-lavées.
échantillons 11 à 20

$$y = 136 e^{-0,0006 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,4297$$

i = feuilles lavées à l'eau distillée.
échantillons 1 à 10

$$y = 194 e^{-0,0014 x}$$

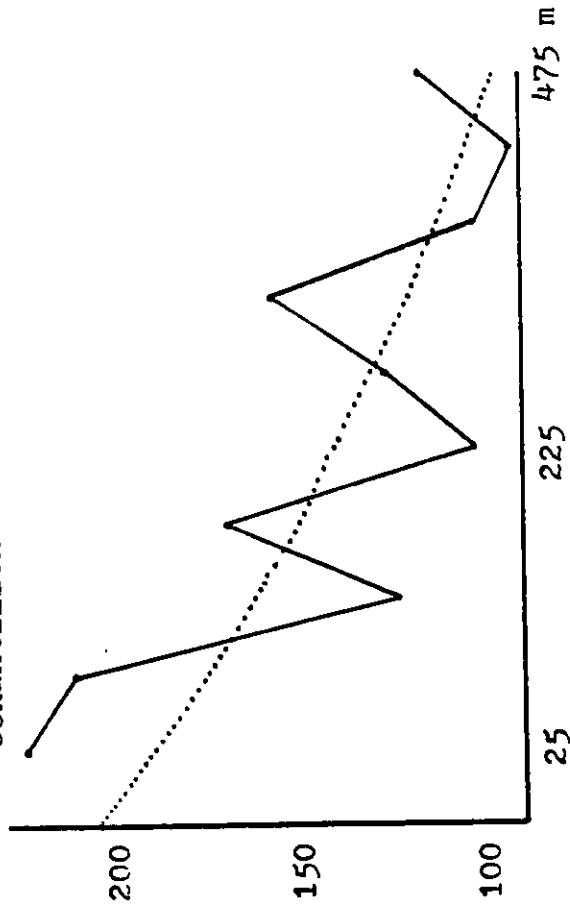
$$\text{coefficient de corrélation} = -0,8690$$

i = feuilles lavées à l'eau distillée.
échantillons 11 à 20

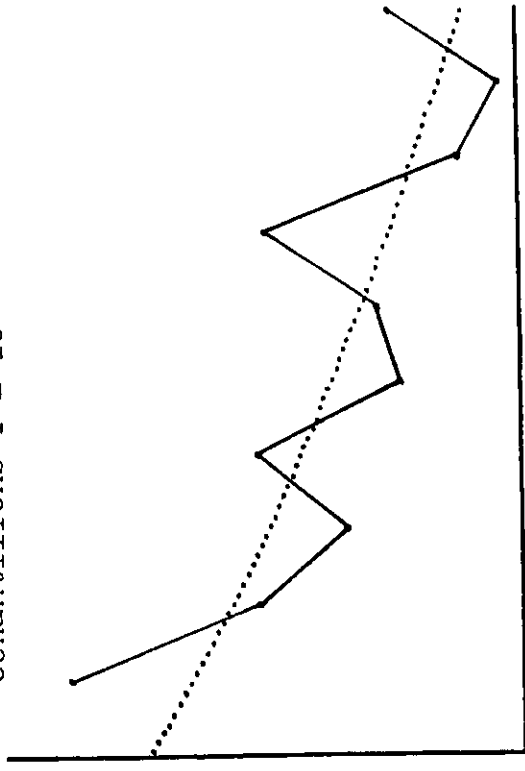
$$y = 107 e^{-0,0002 x}$$

$$\text{coefficient de corrélation} = -0,2527$$

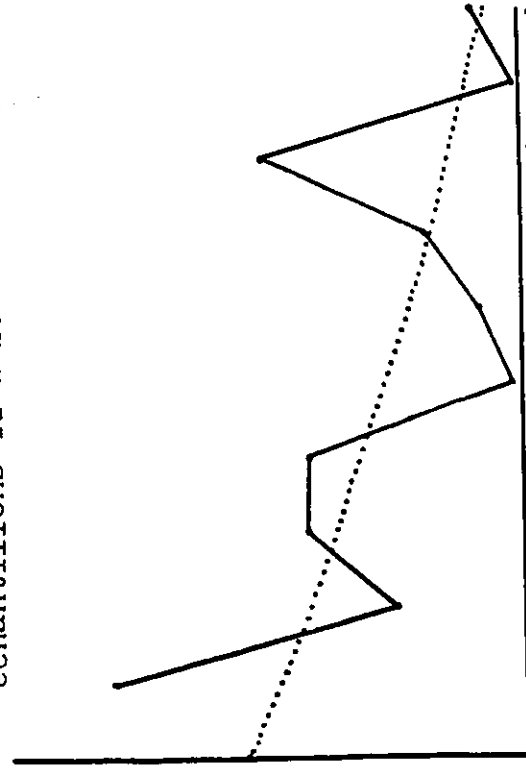
a = écorce externe à 2 mètres du sol
échantillons 1 à 10



c = écorce externe à 1 mètre du sol
échantillons 1 à 10



a = écorce externe à 2 mètres du sol
échantillons 11 à 20



c = écorce externe à 1 mètre du sol
échantillons 11 à 20

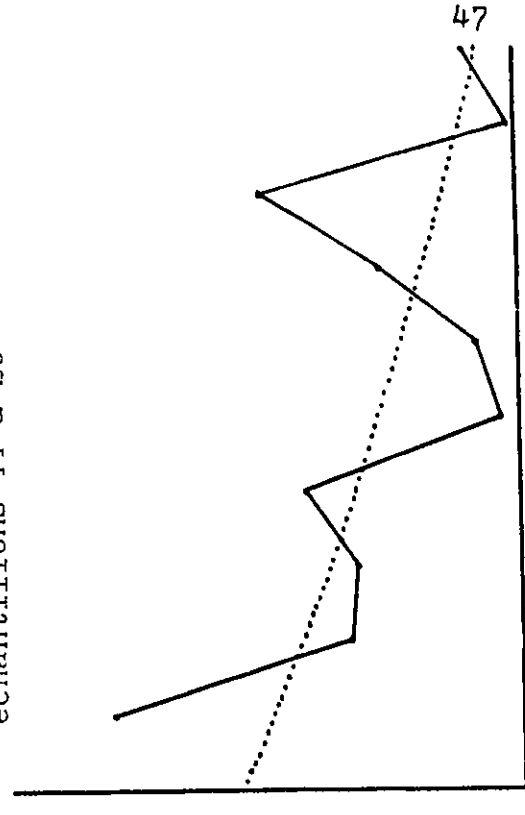
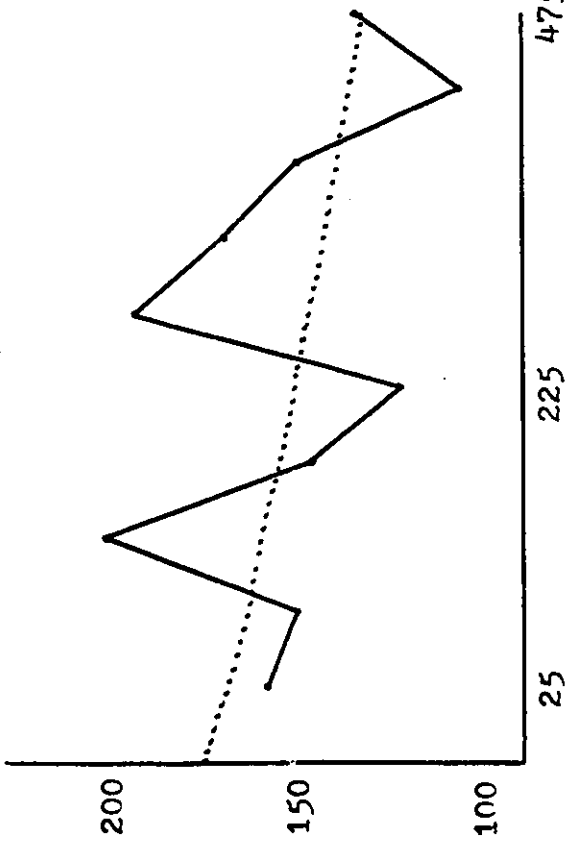
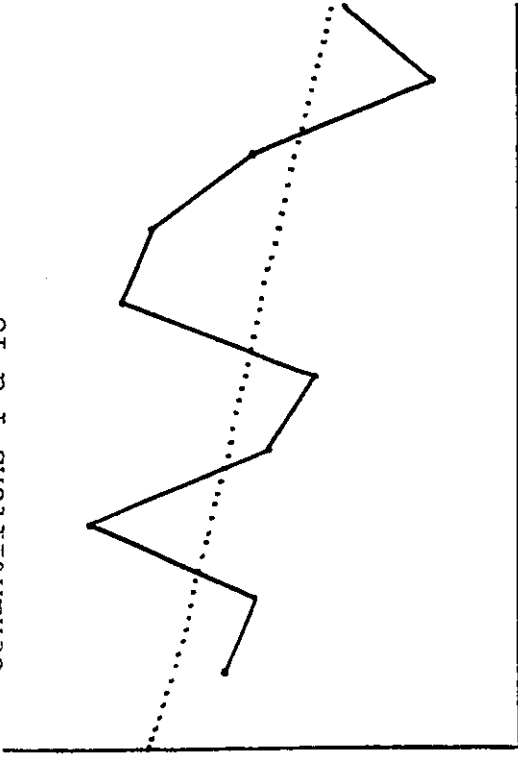


Figure 8.1 : Graphiques des échantillons d'écorce externe à 2 et 1 mètre du sol

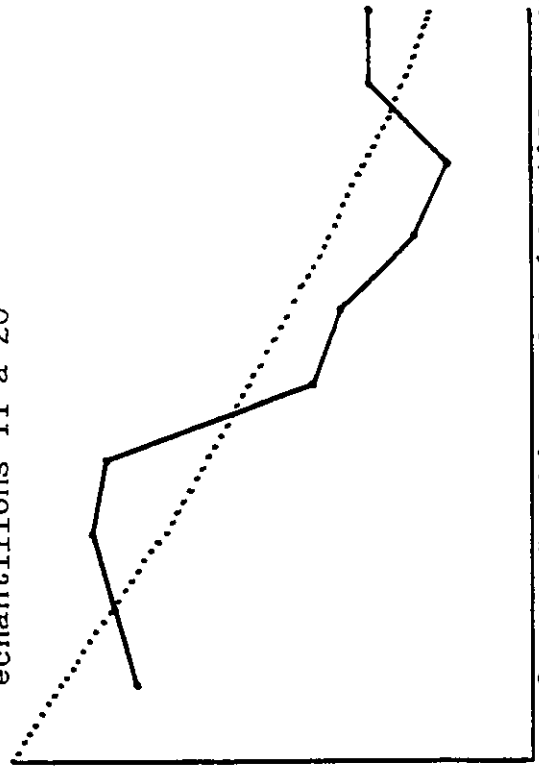
b = écorce interne à 2 mètres du sol
échantillons 1 à 10



d = écorce interne à 1 mètre du sol
échantillons 1 à 10



b = écorce interne à 2 mètres du sol
échantillons 11 à 20



d = écorce interne à 1 mètre du sol
échantillons 11 à 20

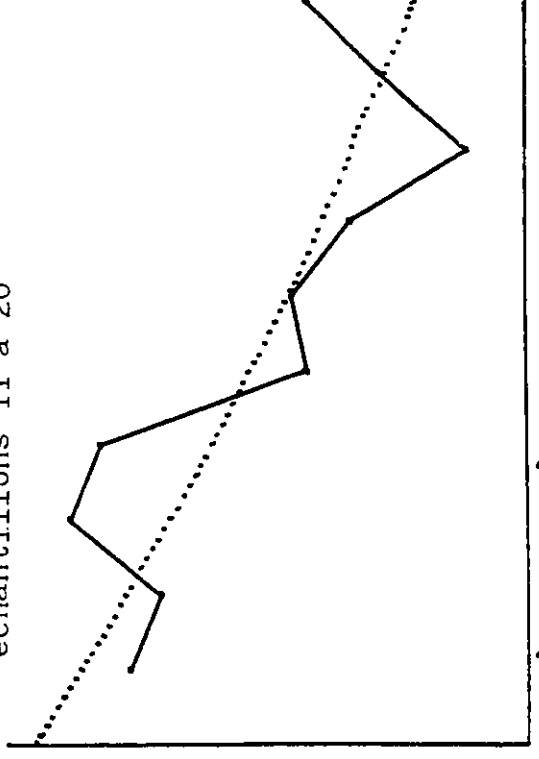
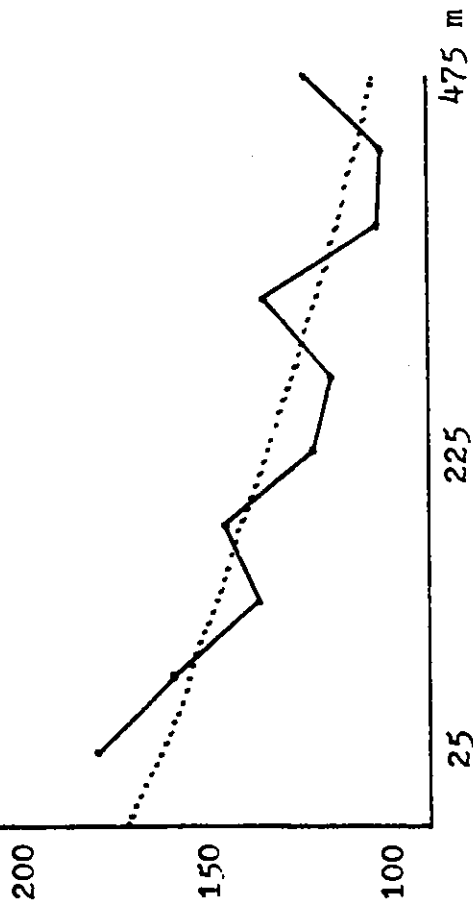
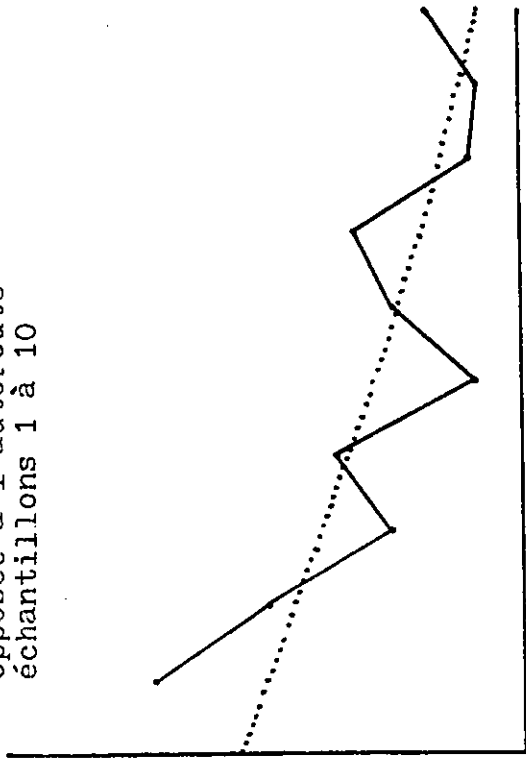


Figure 8.2 : Graphiques des échantillons d'écorce interne à 2 et 1 mètre du sol

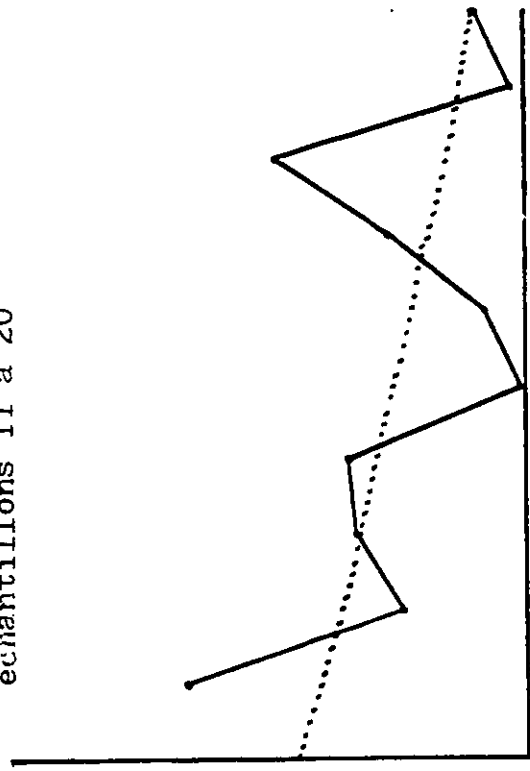
e = écorce externe au niveau du sol
échantillons 1 à 10



g = écorce externe à 1 mètre du sol
opposée à l'autoroute
échantillons 1 à 10



e = écorce externe au niveau du sol
échantillons 11 à 20



g = écorce externe à 1 mètre du sol
opposée à l'autoroute
échantillons 11 à 20

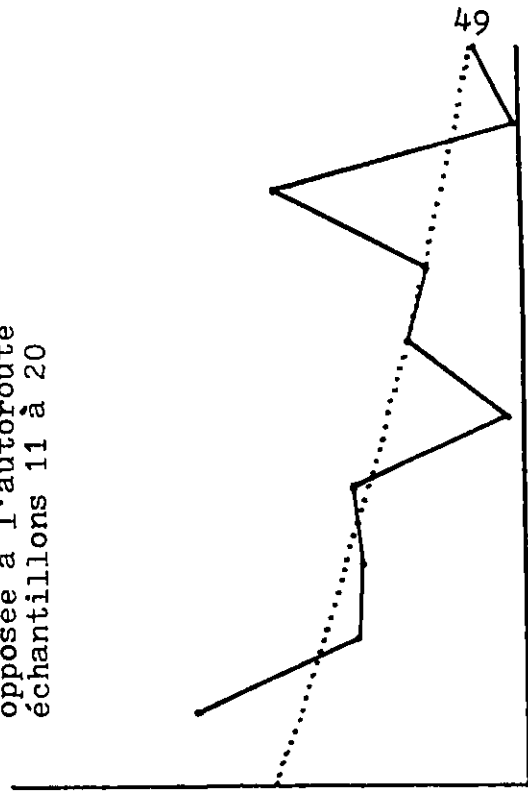


Figure 8.3 : Graphiques des échantillons d'écorce externe au niveau du sol et opposée à l'autoroute

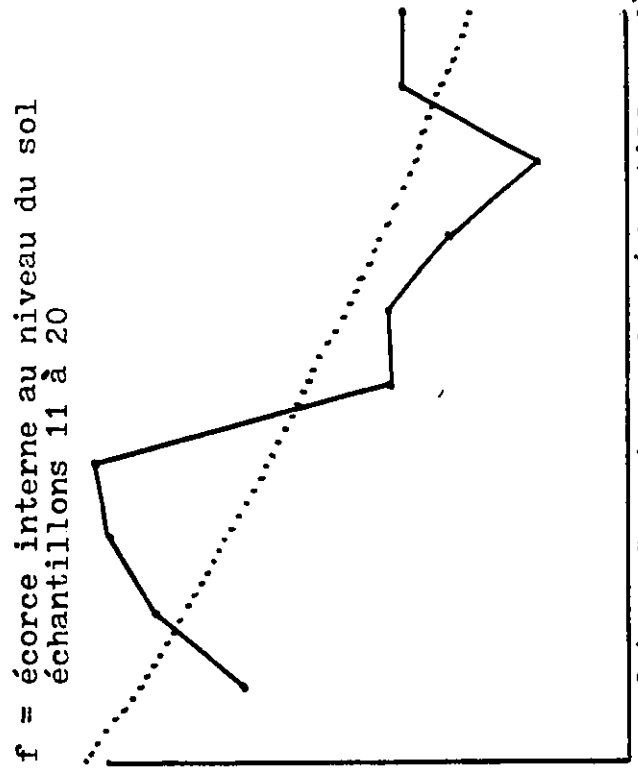
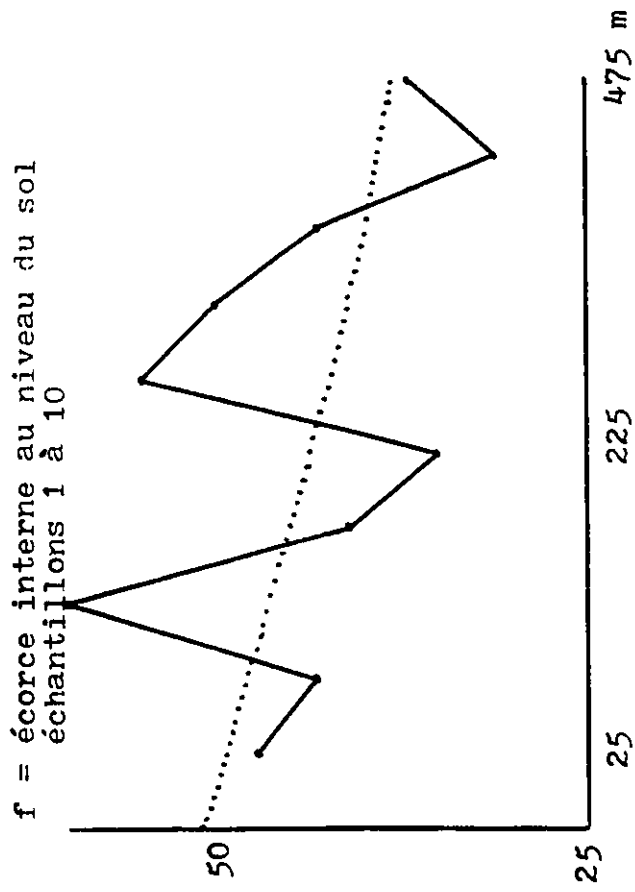
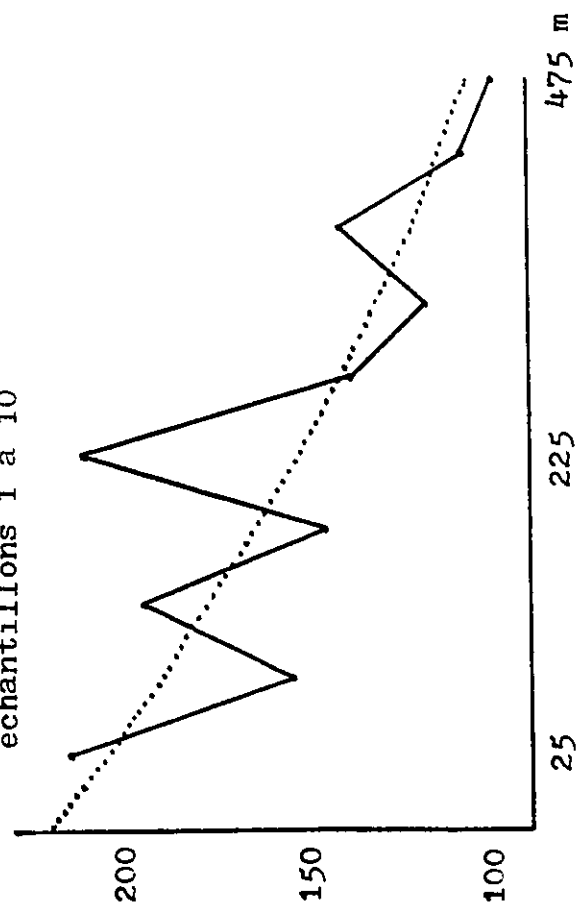
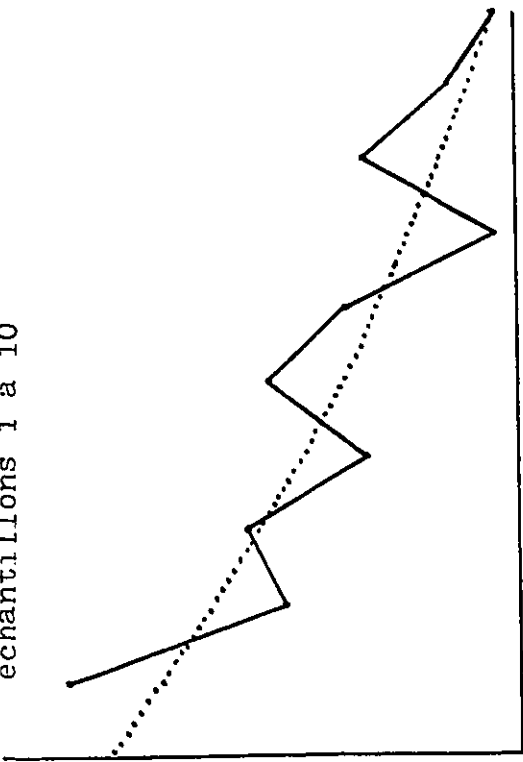


Figure 8.4 : Graphiques des échantillons d'écorce interne, au niveau du sol

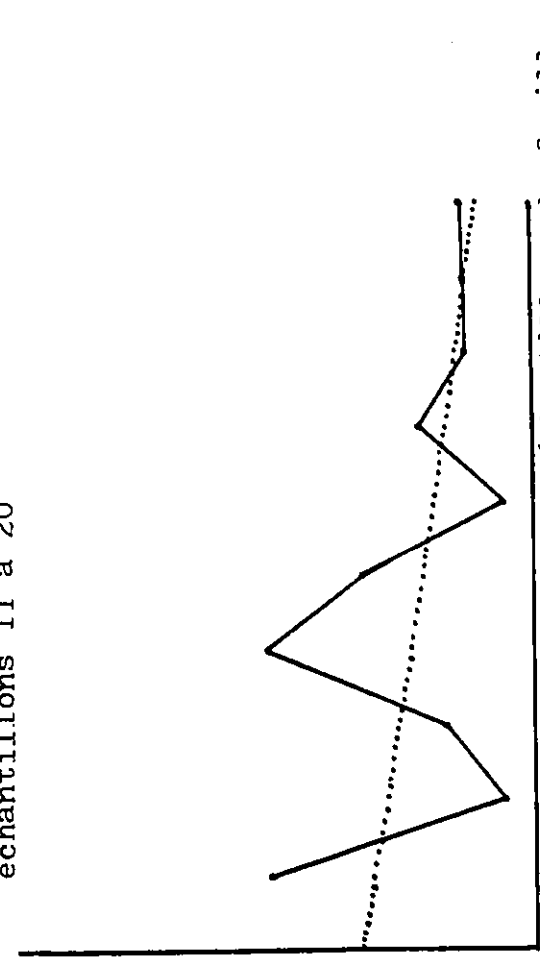
h = feuilles non-lavées
échantillons 1 à 10



i = feuilles lavées à l'eau distillée
échantillons 1 à 10



h = feuilles non-lavées
échantillons 11 à 20



i = feuilles lavées à l'eau distillée
échantillons 11 à 20

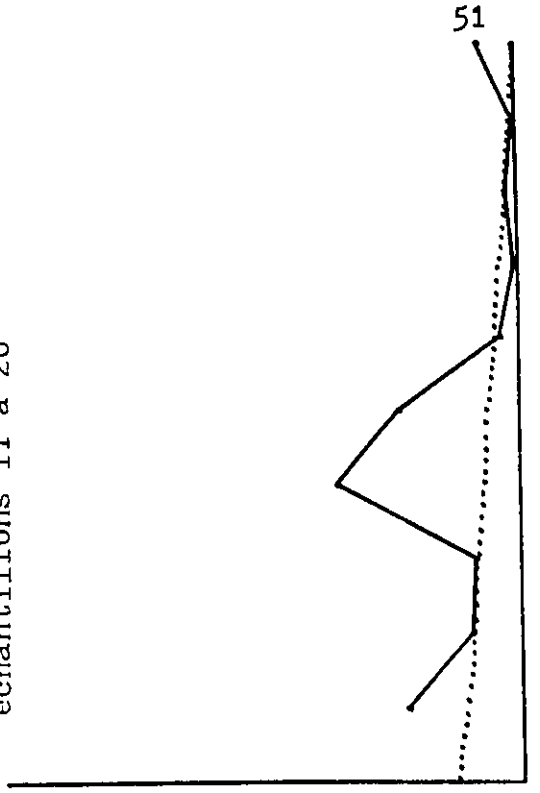


Figure 8.5 : Graphiques des échantillons de feuilles

Avant d'aborder la discussion et d'analyser dans le détail les résultats bruts obtenus, quel est l'aperçu général de la situation ?

La figure 8.6 de la page suivante indique la quantité moyenne du contenu en plomb (en ppm) de l'ensemble des échantillons des écorces externes pris des deux côtés de l'autoroute à une hauteur moyenne de 1 mètre à partir du sol.

Les arbres au nord-est de l'autoroute sont plus touchés par les émanations de plomb que les arbres au sud-est de la 417. Une légère différence est perçue entre l'écorce face à l'autoroute et celle lui tournant le dos. Cette différence est plus accusée au nord-est de l'autoroute et pour ainsi dire négligeable au sud-ouest de celle-ci.

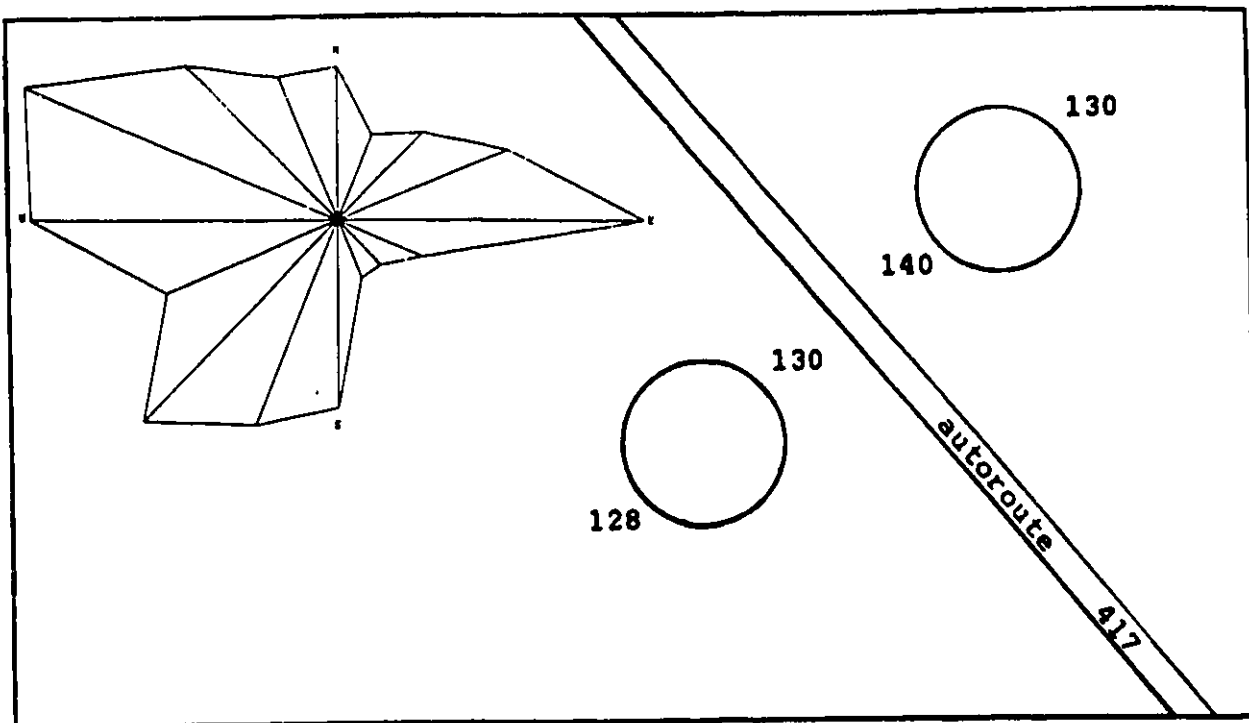


Figure 8.6 : Quantité moyenne du contenu en plomb (en ppm) de l'ensemble des échantillons des écorces

Répetons le même scénario, mais cette fois-ci en créant quatre groupes distincts. Les cinq premiers arbres près de l'autoroute sont regroupés, leurs moyennes calculées et le même processus est poursuivi avec les cinq arbres les plus éloignés de la 417. La figure 8.7 de la page suivante illustre cette démonstration.

En ce qui concerne les arbres les plus rapprochés de la 417, la différence entre la quantité de plomb des écorces face à l'autoroute et des écorces opposées à l'autoroute est beaucoup plus accusée. Les différences s'atténuent en s'éloignant de l'autoroute.

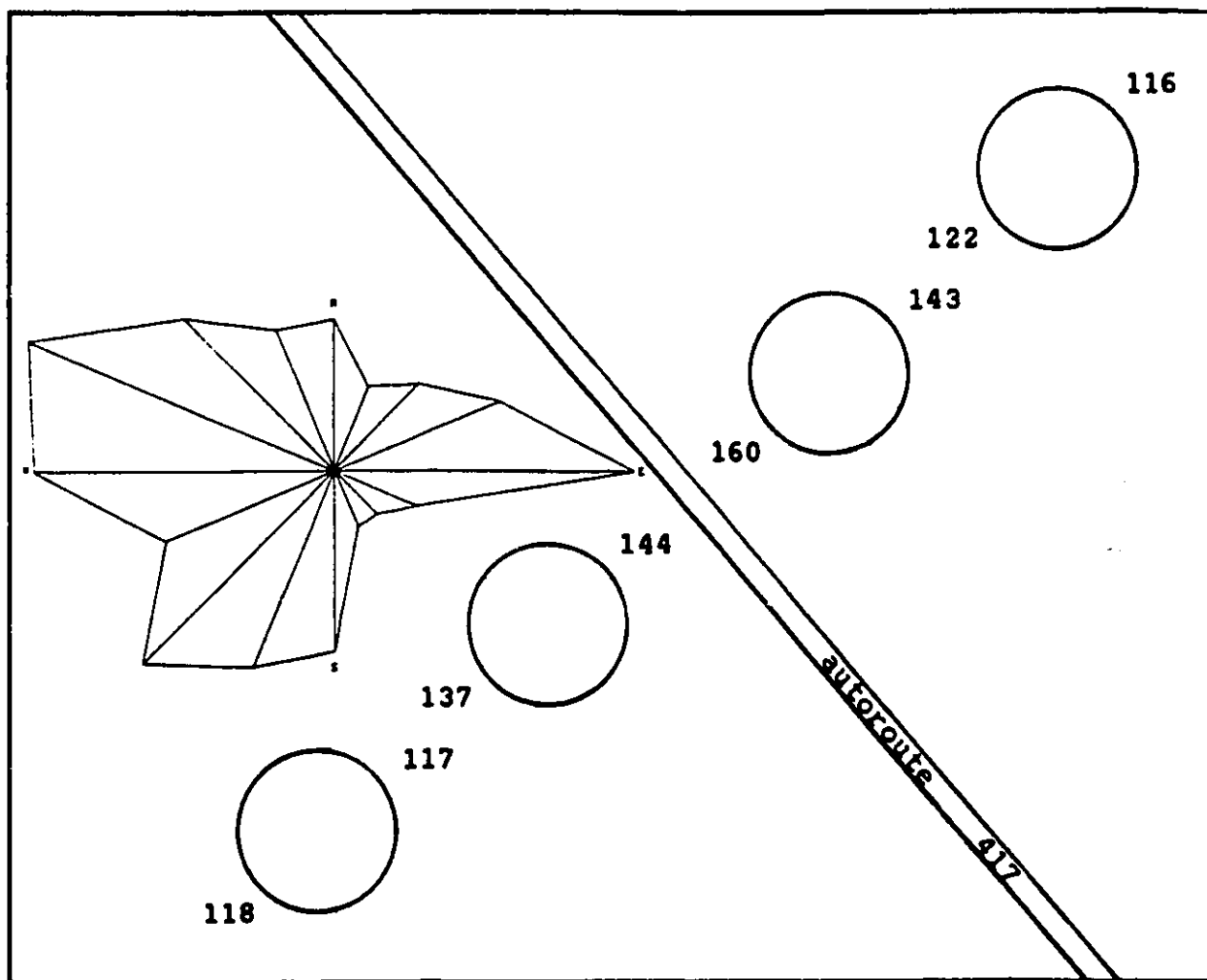


Figure 8.7 : Quantité moyenne du contenu en plomb (en ppm) des échantillons d'écorce externe regroupés par cinq

CHAPITRE IX

DISCUSSION

Ces premières réflexions tendent à prouver qu'il y a effectivement une relation directe entre l'autoroute vue comme une source émettrice de plomb, la direction des vents dominants et la distribution effective de ce polluant dans les environs immédiats.

Ayant visualisé ce phénomène de dispersion, tentons maintenant de comparer notre hypothèse à la réalité. Si nous nous penchons sur les courbes exponentielles négatives de l'ensemble des échantillons d'écorce externe, nous aurions pu nous attendre, au premier abord, à obtenir ce genre de graphique tel qu'il apparaît à la figure 9.1 de la page suivante.

Près de l'autoroute, peu importe le sens des vents dominants, une même quantité de plomb se serait déposée sur les écorces externes. En s'éloignant de l'autoroute, la quantité de plomb se serait atténuée graduellement.

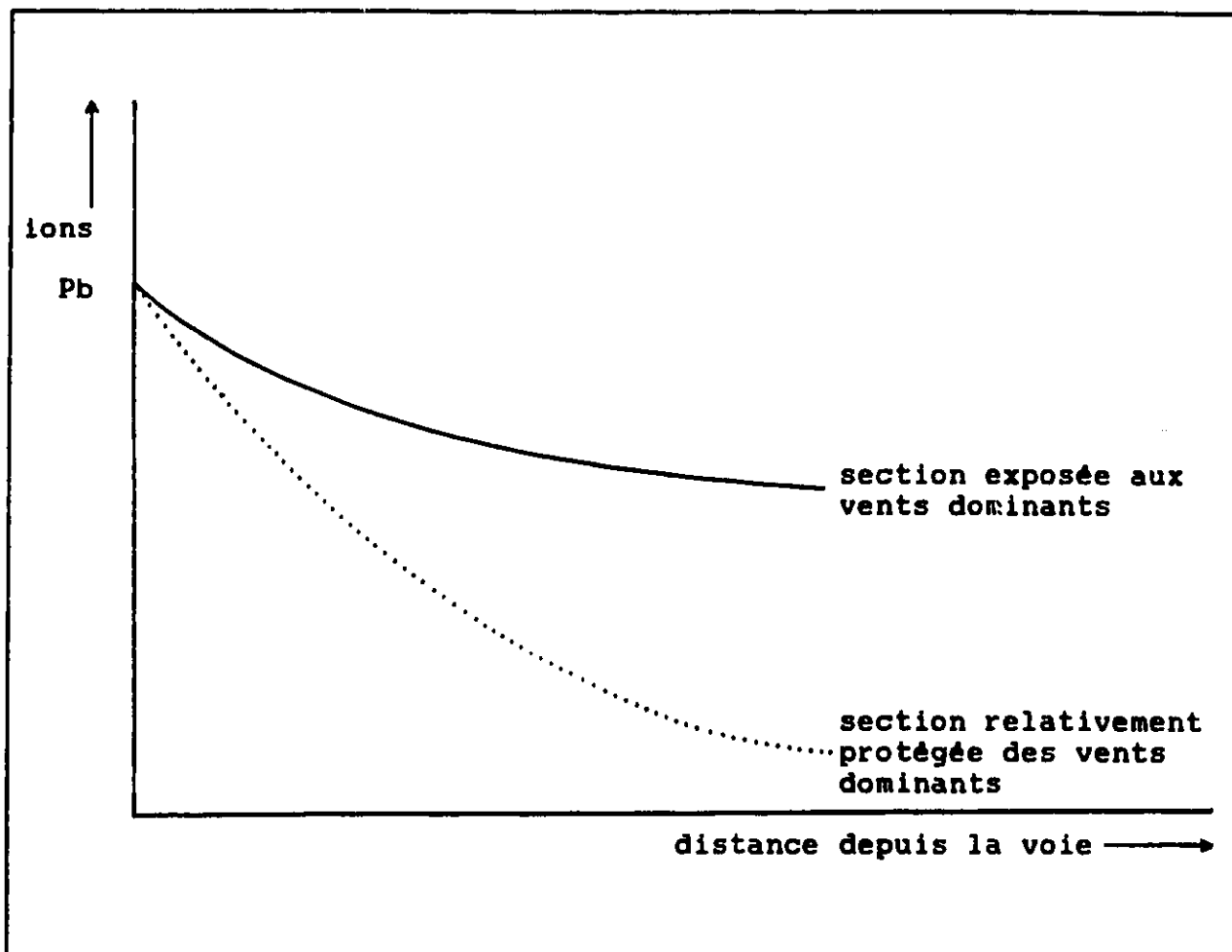


Figure 9.1 : Graphique hypothétique de la dispersion du Pb dans le milieu naturel

L'ensemble des courbes exponentielles négatives obtenues à partir des échantillons récoltés de part et d'autre de la 417 offre une vision différente de ce à quoi on aurait pu s'attendre.

C'est ainsi qu'il est possible de trouver les moyennes des équations des courbes exponentielles négatives des échantillons d'écorce externe au nord-est et au sud-ouest de l'autoroute.

TABLEAU 9.1

Moyenne des équations
des courbes exponentielles négatives
des échantillons d'écorce
externe provenant du nord-est de l'autoroute

a = écorce externe à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 202 e^{-0,0016 x}$$

c = écorce externe à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 184 e^{-0,0012 x}$$

e = écorce externe au niveau du sol, face à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 168 e^{-0,001 x}$$

g = écorce externe à 1 mètre du sol, opposée à l'autoroute.
échantillons 1 à 10

$$y = 165 e^{-0,001 x}$$

$$y_{\text{moy}} = 179 e^{-0,0012 x}$$

TABLEAU 9.2

Moyenne des équations
des courbes exponentielles négatives
des échantillons d'écorce
externe provenant du sud-est de l'autoroute

a = écorce externe à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 162 e^{-0,001 x}$$

c = écorce externe à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 163 e^{-0,001 x}$$

e = écorce externe au niveau du sol, face à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 150 e^{-0,0008 x}$$

g = écorce externe à 1 mètre du sol, opposée à l'autoroute.
échantillons 11 à 20

$$y = 156 e^{-0,0008 x}$$

$$y_{\text{moy}} = 158 e^{-0,0009 x}$$

Selon les tableaux 9.1 et 9.2 et en le visualisant à l'aide de la figure 9.2, nous remarquons que la différence de plomb sur les écorces externes est très prononcée entre les parties nord-est et sud-ouest près de l'autoroute. En s'éloignant de l'autoroute, la quantité de plomb diminue évidemment mais plus rapidement au nord-est de l'autoroute. Il s'en suit que les courbes tendent à se rapprocher, et à se confondre à une distance de 0,5 km, plus ou moins.

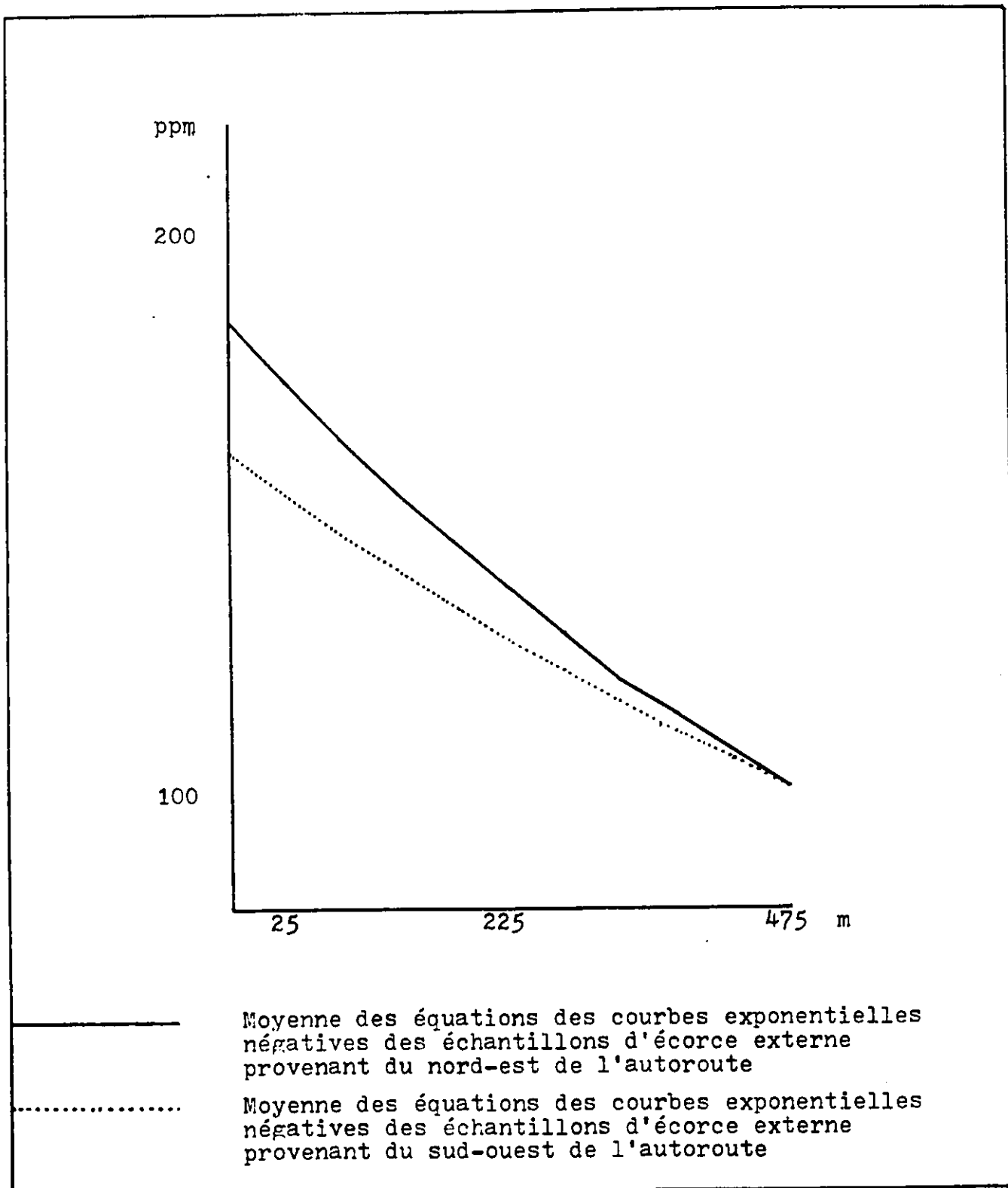


Figure 9.2 : Moyenne des équations des courbes exponentielles négatives des échantillons d'écorce externe

9.1 LE PLOMB DANS LES ECORCES DES ARBRES ECHANTILLONNES

Après avoir confronté les courbes exponentielles négatives provenant de la cueillette de nos échantillons avec celles que nous escomptions obtenir avant l'étude sur le terrain et après avoir noté des différences notoires, abordons un nouveau thème, à savoir la distribution verticale du plomb dans les écorces des arbres sélectionnés.

Heichel et Hankin en 1972 ont publié un rapport qui venait appuyer une étude plus ancienne effectuée par Warren et Delavault (1962). Ces recherches ont trouvé que le plomb, associé au chlore et au brome se déposait sur l'écorce externe des arbres. Ils ont noté la similarité entre ces dépôts sur les écorces et les composés émis par les gaz d'échappement des voitures automobiles.

Comparons donc les graphiques mais cette fois-ci au niveau de la distribution verticale. Nous remarquons sur les figures 9.3 et 9.4 que la différence dans les taux de décroissance est plus forte à 2 mètres du sol qu'à 1 mètre du sol et à plus forte raison par rapport au niveau du sol entre les échantillons provenant du nord-est et du sud-ouest de l'autoroute.

Ainsi, le taux de décroissance est de 50 % à environ 375 mètres de l'autoroute 417 pour les échantillons d'écorce externe à 2 mètres du sol au nord-est et à environ 475 mètres de l'autoroute pour les échantillons d'écorce externe à 2 mètres du sol au sud-ouest.

Par contre, au niveau du sol par extrapolation, le taux de décroissance est de 50 % à environ 625 mètres de l'autoroute tant pour les échantillons d'écorce externe provenant du nord-est que du sud-ouest de l'artère.

Même les différences dans les ordonnées à l'origine sont plus accentuées à 2 mètres du sol qu'au niveau du sol pour ces échantillons d'écorce externe.

CF.

	<u>NE de l'autoroute</u>	-	<u>SW de l'autoroute</u>	
à 2 m du sol	202	-	162	= 40
à 1 m du sol	184	-	163	= 21
au niveau du sol	168	-	150	= 18

Par conséquent, selon cette analyse des courbes exponentielles négatives des figures 9.3 et 9.4, nous devons conclure que le vent a une influence certaine si nous nous élevons légèrement en altitude. Plus près du sol, l'influence des vents dominants devient plus négligeable.

Une forêt, surtout si elle déploie un feuillage très fourni, a la capacité de briser rapidement la vitesse des vents. Si ces derniers sont perceptibles en hauteur, ils sont rapidement réduits presque à néant près du sol. C'est le phénomène de la rugosité.

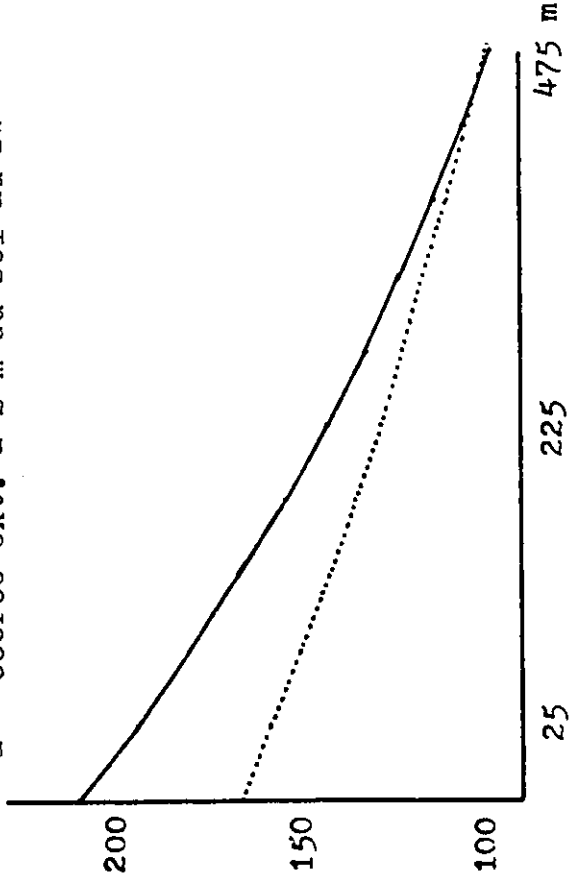
En ce qui a trait aux échantillons des écorces externes opposées à l'autoroute, il y a peu de différences dans les ordonnées à l'origine entre les échantillons provenant du nord-est et du sud-ouest,

CF. : 165 pour le nord-est
 156 pour le sud-ouest

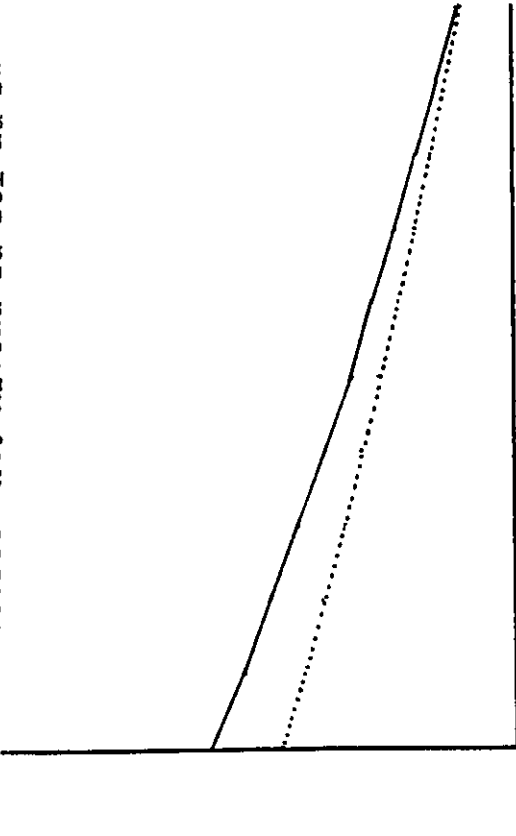
et par extrapolation, le taux de décroissance est de 50 % à 525 mètres de l'autoroute au nord-est de l'artère et à 625 mètres de l'autoroute au sud-ouest.

Nous pouvons donc dire qu'il y a presque superposition de ces deux courbes : le facteur vent semblant être un élément négligeable dans cette situation.

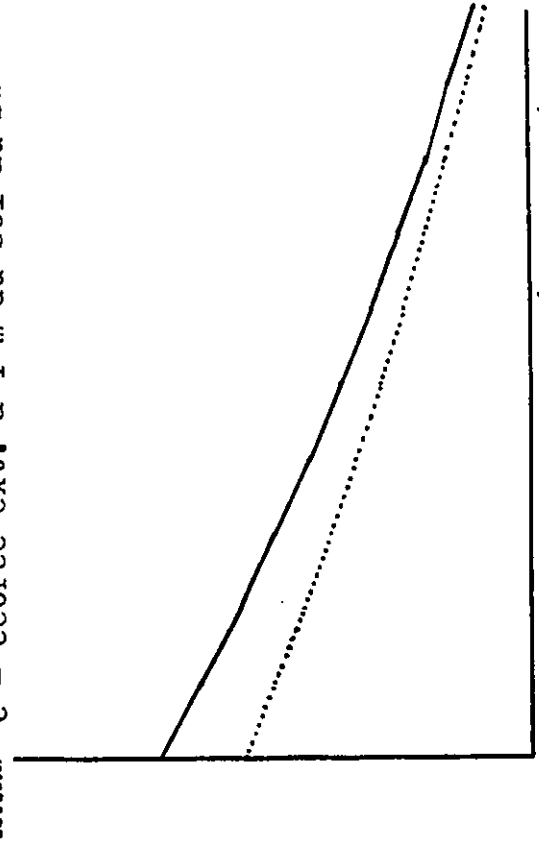
— a = écorce ext. à 2 m du sol au NE
 a = écorce ext. à 2 m du sol au SW



— e = écorce ext. niveau du sol au NE
 e = écorce ext. niveau du sol au SW



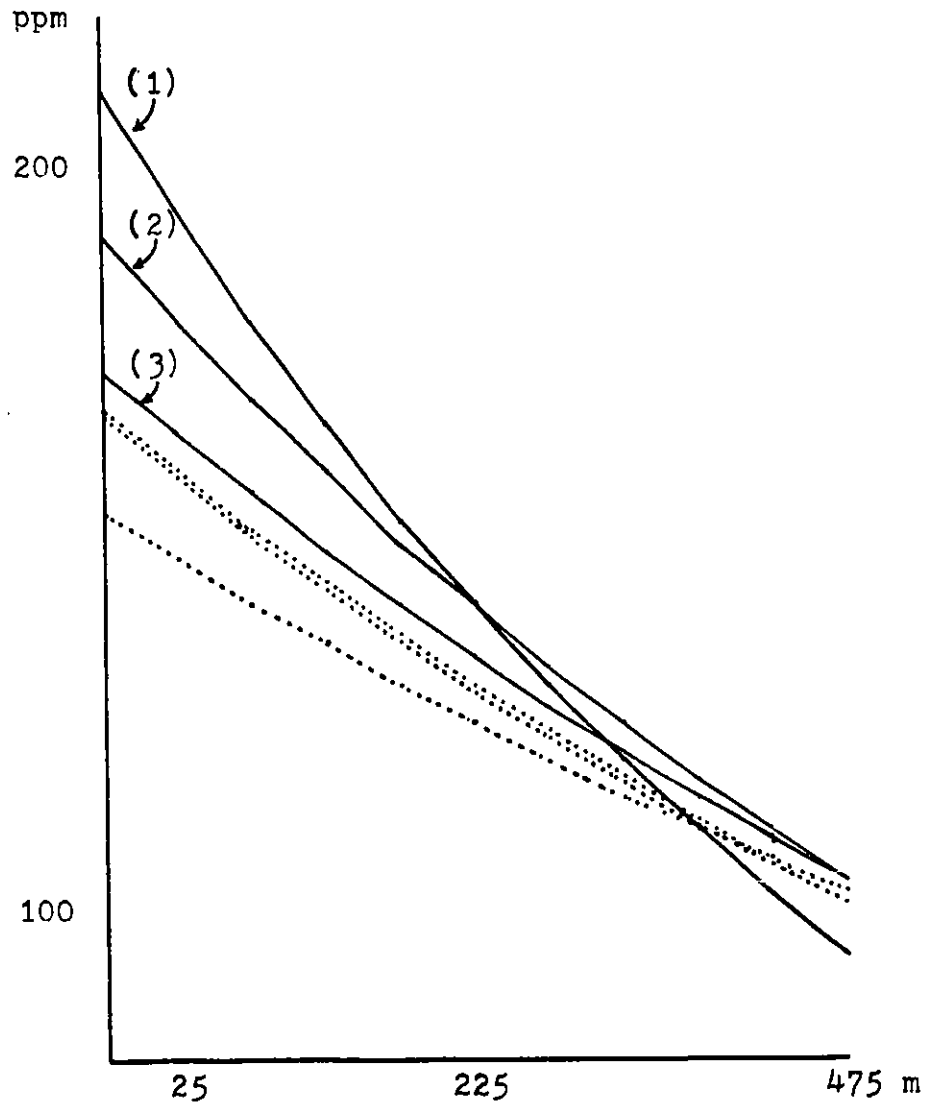
— c = écorce ext. à 1 m du sol au NE
 c = écorce ext. à 1 m du sol au SW



opposée à l'autoroute
 — g = écorce ext. à 1 m du sol au NE
 g = écorce ext. à 1 m du sol au SW



Figure 9.3 : Courbes des écorces externes



- (1) ——— a = écorce externe à 2 mètres du sol, face à l'autoroute au nord-est
 (2) ——— c = écorce externe à 1 mètre du sol, face à l'autoroute au nord-est
 (3) ——— e = écorce externe au niveau du sol, face à l'autoroute au nord-est
 écorce externe, face à l'autoroute au sud-ouest

Figure 9.4 : Courbes des échantillons d'écorce externe, face à l'autoroute

Alors, selon les graphiques des figures 9.3 et 9.4, nous devons conclure que le vent a une influence certaine si nous nous élevons légèrement en altitude. Plus près du sol, l'influence des vents dominants devient plus négligeable.

De plus, selon les ordonnées à l'origine, à 2 mètres du sol, le facteur vent est primordial (une différence de 44 ppm est notée), cette influence s'atténuant en approchant le sol (CF. : $202 - 162 = 40$ ppm).

Ces conclusions ne s'appliquent cependant pas aux échantillons provenant des écorces externes opposées à l'autoroute. Dans ce cas-ci, il y a peu de différences dans les ordonnées à l'origine,

(CF. : 165 ppm et 156 ppm)

et les taux de décroissance à 50 % se confondent presque totalement.

CF. 525 mètres de l'autoroute au nord-est

625 mètres de l'autoroute au sud-ouest

Dans ce dernier cas, le phénomène de rugosité semble s'appliquer avec plus de puissance.

Si nous analysons maintenant les courbes tracées avec les échantillons provenant de l'écorce interne, nous pouvons remarquer que les résultats n'ont plus rien à voir avec les vents dominants.

De fait, les quantités de plomb en ppm dans les écorces internes sont plus importantes dans les échantillons provenant de la section au sud-ouest de l'autoroute 417 que de ceux provenant du nord-est de cette dernière. L'analyse des échantillons ne nous permet pas d'expliquer ce phénomène, tout au plus, émettons-nous sous toutes réserves en conclusion quelques hypothèses à ce sujet.

Selon les figures 9.5 et 9.6 et le tableau 9.3, le taux de décroissance est plus fort au sud-ouest de l'autoroute qu'au nord-est. Ainsi, nous calculons par extrapolation que le taux de décroissance est de 50 % à 675 mètres au sud-ouest de l'autoroute tandis qu'il faut s'éloigner de 1 375 mètres au nord-est de l'autoroute pour voir les concentrations de plomb diminuer de moitié dans les écorces internes.

Enfin, une autre remarque, selon le tableau 9.4, dans l'ensemble, il y a plus de plomb dans les écorces internes au niveau du sol qu'à 2 mètres.

TABLEAU 9.3

Moyennes des équations
des courbes exponentielles négatives
des échantillons d'écorce interne

- La moyenne des équations provenant du nord-est de l'autoroute

* b = écorce interne à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
-0,0006 x

$$y = 45 e$$

* d = écorce interne à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.

-0,0006 x

$$y = 49 e$$

* f = écorce interne au niveau du sol, face à l'autoroute.

-0,0006 x

$$y = 50 e$$

$$y_{\text{moy}} = 46 e^{-0,0006 x}$$

- La moyenne des équations provenant du sud-ouest de l'autoroute

* b = écorce interne à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
-0,0012 x

$$y = 57 e$$

* d = écorce interne à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.

-0,0012 x

$$y = 56 e$$

* f = écorce interne au niveau du sol, face à l'autoroute.

-0,0012 x

$$y = 60 e$$

$$y_{\text{moy}} = 55 e^{-0,0012 x}$$

TABLEAU 9.4

Moyennes des équations
des courbes exponentielles négatives
des échantillons d'écorce interne
à 2 m, à 1 m et au niveau du sol

- A 2 mètres du sol

b = écorce interne à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
au nord-est de l'autoroute

$$-0,0006 x$$

$$y = 45 e$$

b = écorce interne à 2 mètres du sol, face à l'autoroute.
au sud-ouest de l'autoroute

$$-0,0012 x$$

$$y = 57 e$$

$$-0,0009 x$$

Moyenne $y = 51 e$
moy

- A 1 mètre du sol

d = écorce interne à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
au nord-est de l'autoroute

$$-0,0006 x$$

$$y = 49 e$$

d = écorce interne à 1 mètre du sol, face à l'autoroute.
au sud-ouest de l'autoroute

$$-0,0012 x$$

$$y = 56 e$$

$$-0,0009 x$$

Moyenne $y = 52 e$
moy

- Au niveau du sol

f = écorce interne au niveau du sol, face à l'autoroute.
au nord-est de l'autoroute

$$-0,0006 x$$

$$y = 50 e$$

f = écorce interne au niveau du sol, face à l'autoroute.
au sud-ouest de l'autoroute

$$-0,0012 x$$

$$y = 60 e$$

$$-0,0009 x$$

Moyenne $y = 55 e$
moy

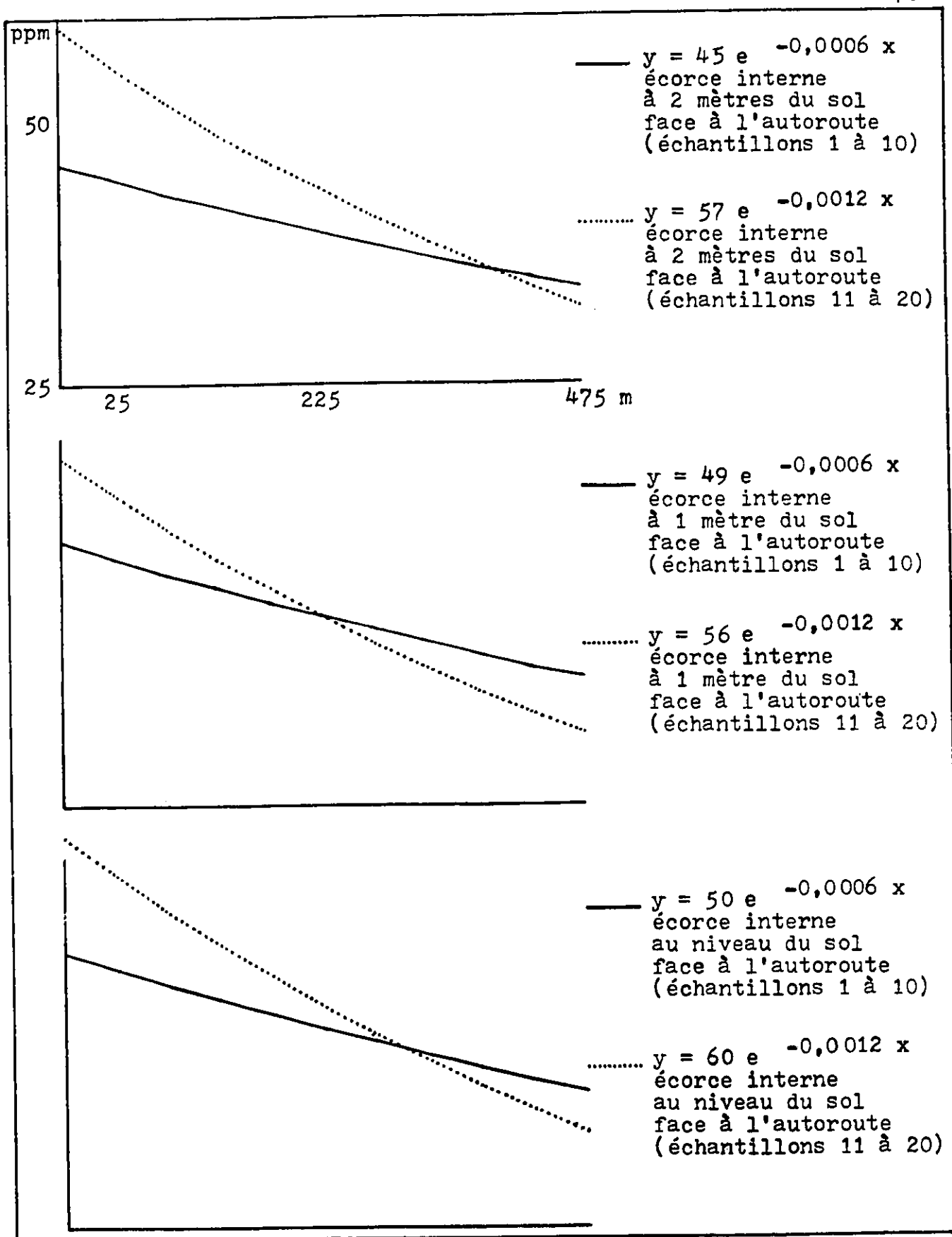


Figure 9.5 : Courbes des écorces internes, face à l'autoroute

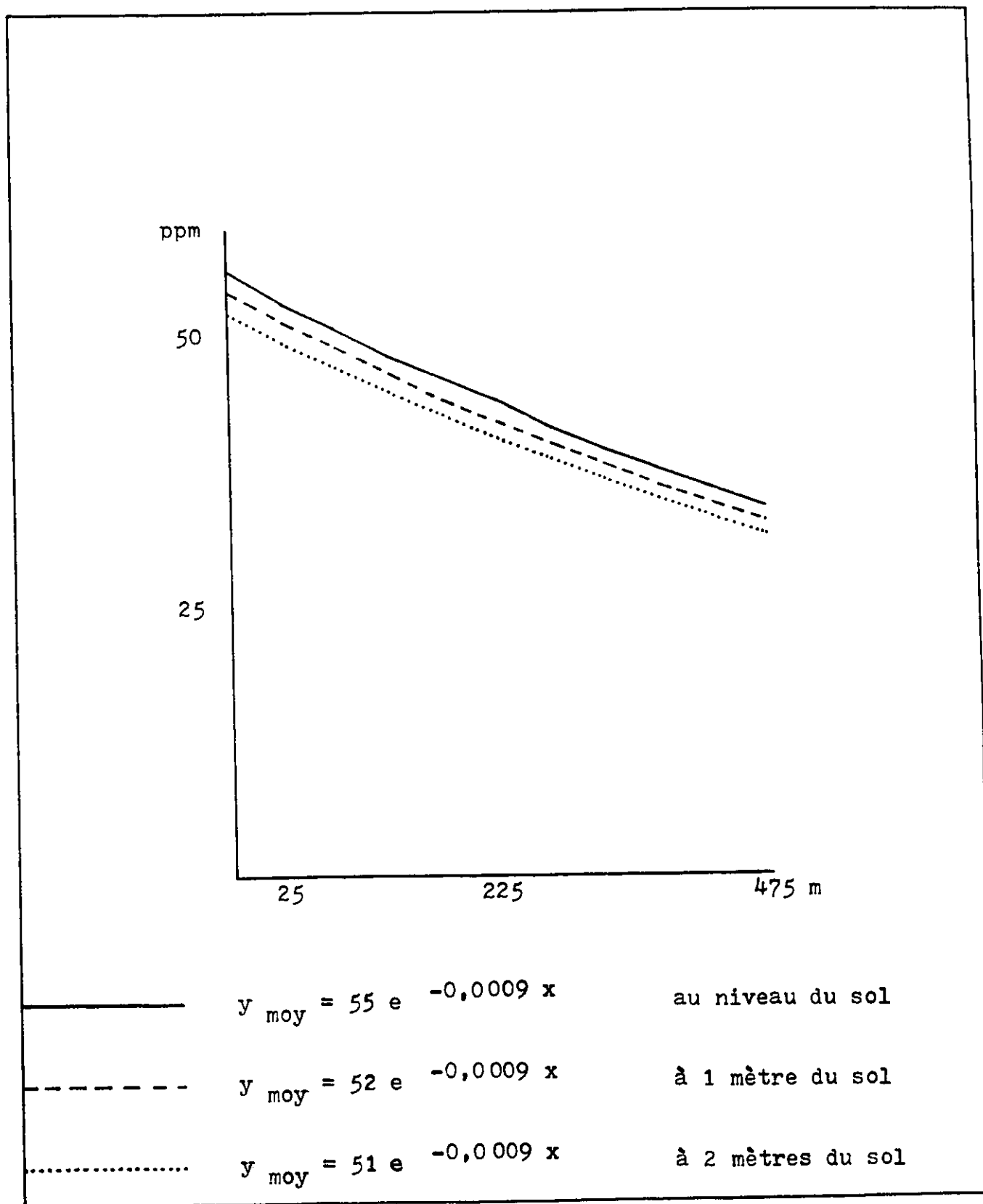


Figure 9.6 : Moyenne des courbes provenant de l'écorce interne

Avant de passer à un autre volet de notre étude et pour conclure ce chapitre au sujet des écorces, il serait bon de mentionner les différences significatives notées entre les quantités de plomb dans les écorces externes par rapport aux quantités de plomb trouvées dans les écorces internes. Les résultats des moyennes en ppm de matériel végétal sec laissent apparaître de grandes différences entre les quantités de plomb des écorces externes et des écorces internes.

Ainsi, pour ce qui est des écorces externes, les quantités de plomb des échantillons varient de 92 à 226 ppm et pour les écorces internes, les quantités de plomb relevées s'échelonnent de 28 à 62 ppm. Cette différence remarquable a aussi été relevée par Cercasov, Rentschler et Schreiber (1986) qui ont analysé des échantillons d'écorces provenant de *Picea abies* et de *Picea omorica* et qui notent que " ... the concentration in the outside part of the bark for some elements, particularly evident at Stolberg (Rhineland) for Fe, Cu, Zn and Pb, is considerably higher than in the inner part." ¹⁴

Ward, Brooks et Reeves (1974) qui effectuèrent des recherches semblables à Palmerston North (Nouvelle-Zélande) peuvent confirmer ces observations.

14 CERCASOV, V., I.RENTSCHLER et H. SCHREIBER (1986) "Deposition of heavy metals and their distribution on needles and bark" Institut für Physik, Universität Hohenheim, Postfach 70 05 62, D-7000 Stuttgart 70 : p. 770.

TABLEAU 9.5

Contenu en plomb (en ppm) de l'écorce externe et interne
d'érables croissant le long d'une autoroute fréquentée
à Palmerston North (Nouvelle-Zélande)

<u>Numéro d'échantillon</u>	<u>Plomb dans l'écorce externe</u>	<u>Plomb dans l'écorce interne</u>
1	810	130
22	580	80
30	760	100
33A	660	160
40	1 800	450
73	1 240	560

D'après le tableau 9.5, il est évident pour Ward, Brooks et Reeves que l'absorption du plomb dans l'écorce n'est que superficielle et que cet élément se détache probablement de l'arbre lorsque l'écorce s'écaille, tombe, pourrit et enrichit la surface du sol dans son contenu en plomb. Pour ces chercheurs, il ne fait aucun doute que l'absorption la plus probable du plomb se fait au travers du système racinaire.

9.2 LA DISTRIBUTION VERTICALE DU PLOMB DANS LES ARBRES ECHANTILLONNES

Selon les figures 9.7 et 9.8 de la distribution verticale du plomb dans l'écorce externe, un fait intéressant est à noter. Près de l'autoroute, la quantité de plomb est plus importante à 2 mètres du sol qu'à la base des arbres. En s'éloignant de l'autoroute, la situation semble s'inverser.

L'autoroute 417 est surélevée par rapport aux terres environnantes de 1 mètre à 1,5 mètre environ. C'est peut-être cette surélévation qui expliquerait une concentration plus grande de plomb à 2 mètres du sol. En s'éloignant de l'autoroute, le plomb plus uniformément mêlé à l'air, enveloppe plus largement le tronc des arbres.

Les résultats sont nettement différenciés entre les quantités de plomb dans les écorces internes et dans les écorces externes. Au premier abord, nous pourrions croire que l'absorption du plomb dans l'écorce est seulement superficielle et que cet élément polluant est enlevé de l'écorce quand cette dernière s'écaille, tombe au sol, pourrit et enrichit la surface du sol en plomb.

Cependant, une recherche intéressante effectuée par Lepp et Dollard (1974) contredit cette première impression. Voici d'ailleurs les deux conclusions auxquelles en sont venus ces chercheurs :

Firstly it has been established that lateral transport of ^{210}Pb occurs from bark to wood. This means that Lead may accumulate in the wood as a result of direct bark deposition, and one may now conclude that a proportion of Lead detectable in wood, in field conditions, may arrive via this route.

Secondly and equally importantly, the absence of a significant change in the proportional re-distribution of the applied Lead, between bark and wood, in the presence of an active cambial zone indicates that the lateral movement of Lead from bark to wood may well be a non-metabolic process. (15)

Pour en revenir à l'étude des données recueillies dans cette recherche, nous remarquons que dans l'écorce interne, il y a un peu plus de plomb à la base de l'arbre. A la lueur de ces résultats, nous pourrions poser l'hypothèse que même s'il y a absorption de plomb au travers de l'écorce externe, il n'en demeure pas moins que l'absorption privilégiée la plus probable du plomb s'exécute via les racines et que l'agent pollueur circule en remontant vers le haut de l'arbre.

15 LEEP, N.W. et G.J. DOLLARD (1974) "Studies on lateral movements of ^{210}Pb in woody stems" *Oecologia (Berl.)* 16 : p. 182.

Pour être plus conservateurs, nous pourrions dire plus généralement que les variations verticales de Pb dans l'écorce interne sont indépendantes de celles de l'écorce externe, ce qui laisse supposer que ces deux formes d'accumulation de plomb se font par des voies différentes. L'une se fait par l'atmosphère, l'autre via le sol, les racines et la circulation interne dans l'arbre. Ces hypothèses entrent donc en contradiction avec les conclusions de Leep et Dollard.

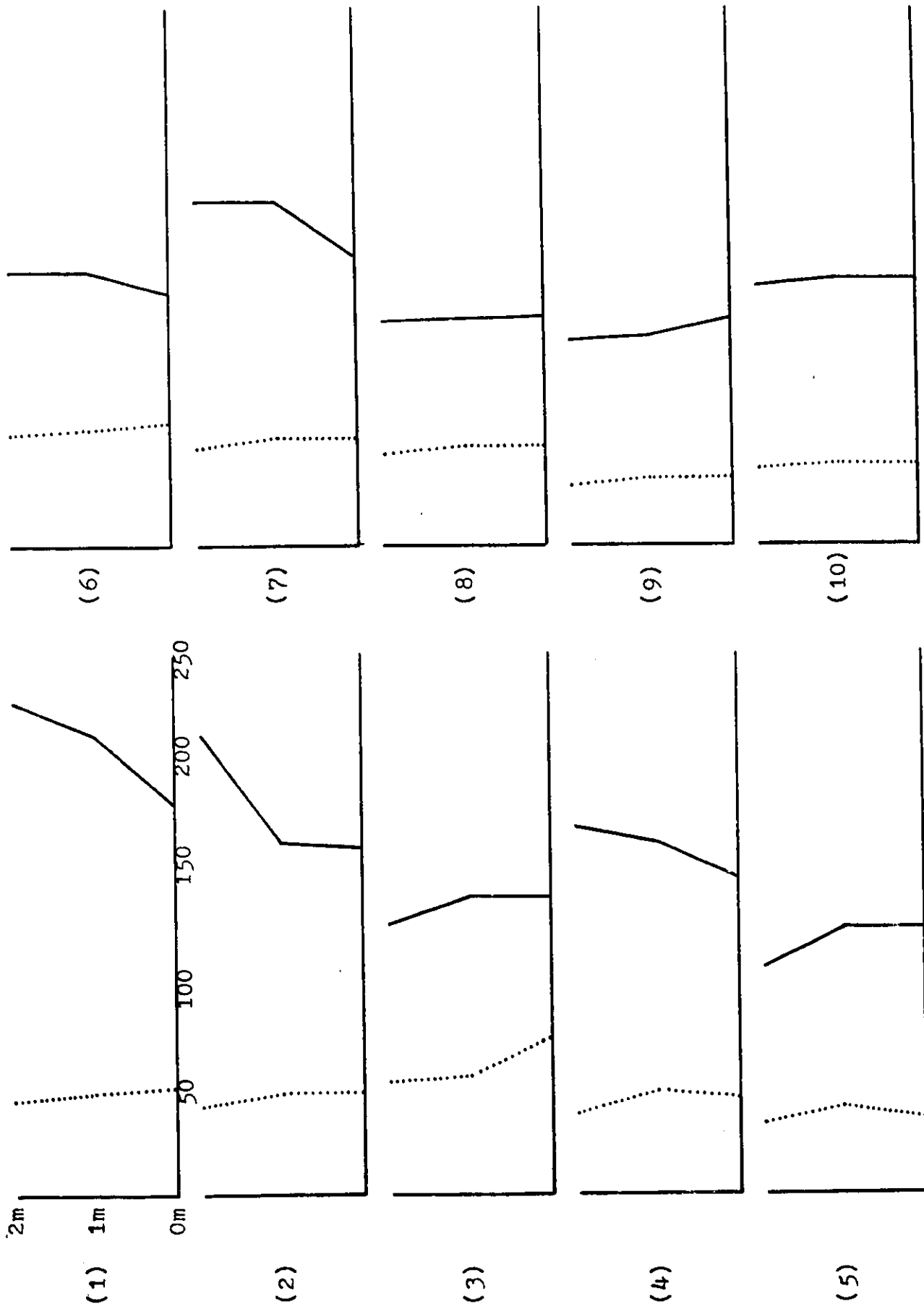


Figure 9.7 : La distribution verticale de plomb dans l'écorce externe et interne
 du côté face à l'autoroute (échantillons 1 à 10)
 = écorce interne
 _____ = écorce externe

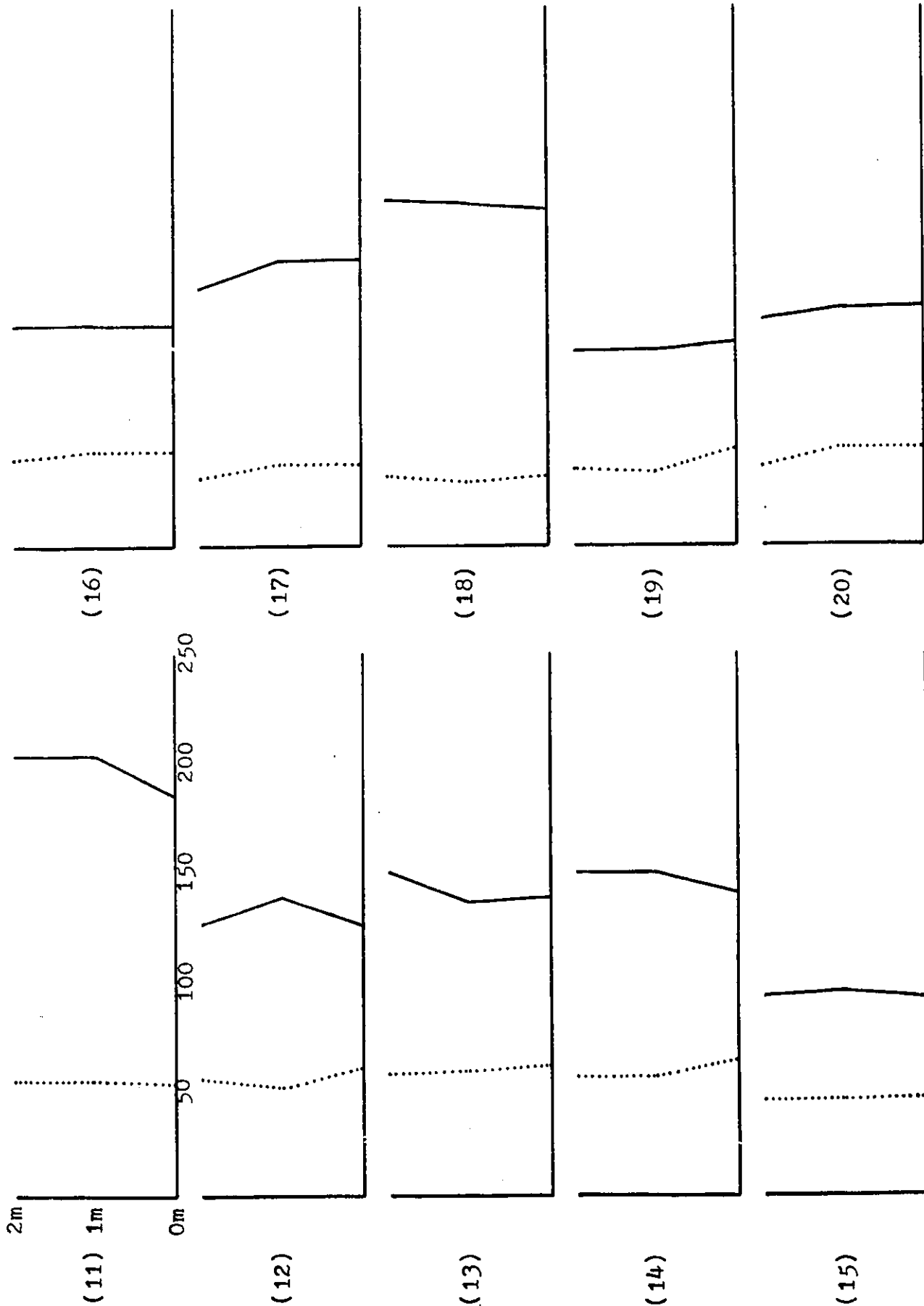


Figure 9.8 : La distribution verticale de plomb dans l'écorce externe et interne du côté face à l'autoroute (échantillons 11 à 20)

..... = écorce interne
 _____ = écorce externe

9.3 LE PLOMB DANS LES FEUILLES DES ARBRES ECHANTILLONNES

La figure 9.9, illustrant les graphiques provenant des échantillons de feuilles non-lavées et de feuilles lavées à l'eau distillée, nous donne peu de renseignements nouveaux, les courbes des échantillons de feuilles se calquant sur les courbes des échantillons d'écorces.

Il est peu surprenant de remarquer que les feuilles provenant de la section nord-est de la 417 présentent des concentrations en plomb plus élevées que celles du sud-ouest de l'autoroute.

Il est cependant intéressant de voir que les concentrations en plomb du nord-est de l'autoroute diminuent rapidement en fonction de l'éloignement de l'autoroute. A une distance d'environ 0,5 km, les concentrations en plomb du nord-est et du sud-ouest se confondent. Cela confirme en soi qu'à une certaine distance des artères polluantes, la quantité de plomb circulant dans l'air est uniforme.

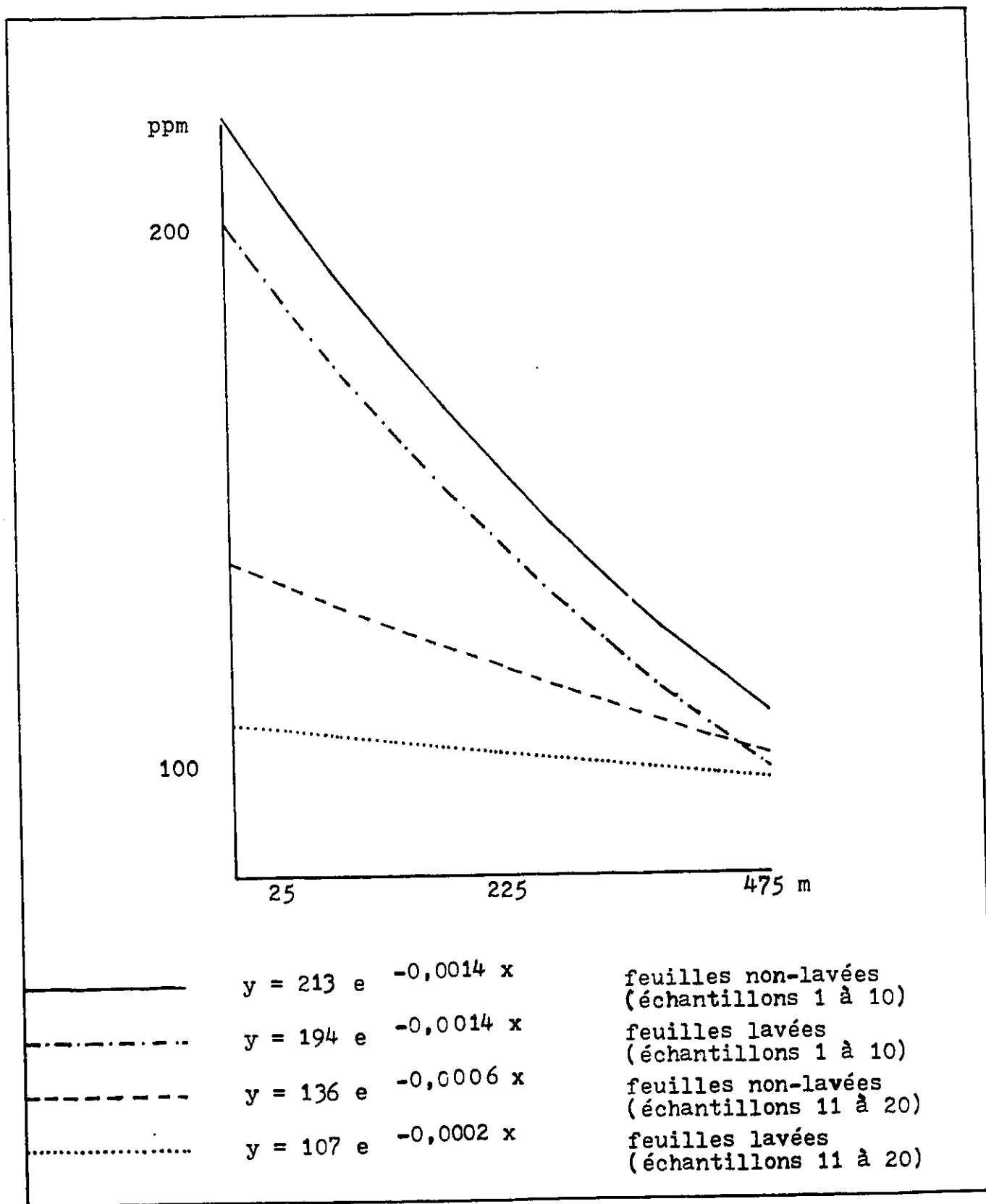


Figure 9.9 : Courbes provenant des échantillons de feuilles

Un dernier point reste à soulever : parce que les feuilles lavées à l'eau distillée ne présentent qu'une très légère différence en plomb en comparaison des feuilles non-lavées, il est suggéré que le plomb n'est pas un élément facilement déplaçable de la feuille. Certains auteurs affirment que le plomb n'est pas simplement déposé sur la feuille mais qu'il s'y trouve déjà associé à des composés chimiques de la surface de la feuille.

Des analyses effectuées à Palmerston North, une localité en Nouvelle-Zélande, par Ward, Brooks et Reeves (1974) sur des feuilles non-lavées et des feuilles lavées à l'eau distillée ont fourni des résultats semblables à ceux trouvés dans cette recherche. Le tableau 9.6 compile les résultats de Ward, Brooks et Reeves.

Dans un premier temps, nous remarquons que ces résultats concordent avec les nôtres en ce sens qu'il y a peu de différences dans les concentrations de plomb entre les feuilles non-lavées et celles lavées à l'eau distillée. Cependant nous ne pouvons pas ne pas remarquer les très fortes teneurs en plomb des échantillons de Ward, Brooks et Reeves par rapport aux nôtres. Comme nos échantillons ont été récoltés le 5 septembre 1987 le long de la 417, notre feuillage n'était pas évidemment développé de fraîche date. Si nos échantillons avaient été récoltés au début de la saison végétative, cela aurait peut-être pu expliquer nos faibles concentrations. Mais ce n'est pas le cas. Alors,

comme nous n'avons pas entre les mains des données comparatives sur les deux sites étudiés, nous pouvons tout au plus supposer qu'il y a plus d'émanations de plomb à l'intérieur de la localité de Palmerston North que le long de la 417 près de la localité de Limoges.

TABLEAU 9.6

Contenu en plomb (en ppm) de feuilles non-lavées et de feuilles lavées à l'eau distillée d'arbres d'espèces différentes situés le long d'une autoroute à Palmerston North, Nouvelle-Zélande

<u>Espèces</u>	<u>Feuilles lavées</u>	<u>Feuilles non-lavées</u>
Frêne	440	440
Orme	680	860
Châtaignier	460	520
Erable	1 020	1 060
Sycomore	840	900

Pour en revenir à ce peu de différences notées dans les concentrations de plomb entre les feuilles non-lavées et celles lavées à l'eau distillée, des recherches effectuées par Ronneau (1987) viennent appuyer ces observations. Ce dernier a fait l'analyse des sols dans une forêt de conifères et à titre de références dans une clairière voisine en vue de déterminer l'action de la pluie en tant qu'agent nettoyant du feuillage. Il s'est avéré que plusieurs substances polluantes (ex : Sm, Sc, U, Th) se détachaient facilement du feuillage pour venir enrichir

le sol. Par contre, en ce qui a trait au plomb, il n'y avait aucune différence notable après la pluie dans le contenu en plomb entre les sols de la clairière et les sols de la forêt de conifères même si l'on savait pertinemment que le feuillage contenait une certaine quantité de plomb.
16 et 17

Cependant, parce que le plomb n'est pas un élément facilement détachable du feuillage, plusieurs auteurs croient en analysant leurs échantillons que les feuilles ont de fait absorbé les particules de plomb.

Toutefois, laver une feuille à l'eau distillée, comme nous l'avons fait nous-même dans cette étude, n'étant peut-être pas suffisant pour déloger les particules de plomb adhérant seulement à la cuticule cireuse, Arvik et Zimdahl (1974) ont eu l'idée de laver les feuilles au chloroforme. Les feuilles ont vu se dissoudre leur cuticule cireuse et du fait même, ont perdu la plus grande partie de leur contenu en plomb. Les auteurs, à la suite de cette expérience, concluent de cette façon :

16 À ce sujet, Inman et Parker (1978) notèrent qu'un enrichissement du sol en matières toxiques et particulièrement en cuivre et en plomb provenant de la chute du feuillage ou lors de dépôts atmosphériques pouvait contribuer à un ralentissement de la décomposition de la litière probablement dû à leur toxicité pour les micro-organismes chargés de cette décomposition.

17 Et dans le même ordre d'idées, Andresen, Johnson et Siccama (1980) qui prélevèrent des échantillons de sols dans le nord-est des États-Unis, n'ont eu d'autre choix que de remarquer la corrélation positive entre le plomb et le poids de la matière organique.

The exposure of plants to particulate aerosols and the subsequent ability to remove a major portion suggests that the added lead is on, and not in, the plant.

We have found no conclusive evidence that significant quantities of lead are taken into the plant via surface deposition on the foliage. Conversely, only small amounts of lead can pass the cuticular membrane and the epicuticular waxes. Though many reports exist in the literature to describe lead in plants from foliar sources, we agree with the contention of Lagerwerff (1971, 1972) and Schuck and Locke (1970) that such lead exists as a topical coating, and is not truly within the plant structure. (18)

18 ARVIK, J.H. et R.L. ZIMDAHL (1974) "Barriers to the Foliar Uptake of Lead" *J. Environ. Quality*, 3 (4) : p. 373.

9.4 LA SIGNIFICATION DES COEFFICIENTS DE CORRELATION

Au chapitre 8 de la présente étude, les coefficients de corrélation furent calculés pour chacune des équations utilisées par après dans le texte.

Pour savoir si ces corrélations sont significatives, nous pouvons appliquer la formule de Fisher du rapport t pour éprouver la valeur significative de ces coefficients de corrélation.

Ainsi, si en conformité avec l'hypothèse nulle, nous supposons que le r de la population totale a la valeur zéro, alors le test de signification pour un r obtenu en fait se base sur la formule

$$t = r \sqrt{\frac{N - 2}{2(1 - r^2)}}$$

dans laquelle r est le coefficient obtenu en fait, N est le nombre de paires de mesures et $dl = N - 2$.

19 DAYHAW, L.T. (1958) *Manuel de statistique*, Editions de l'Université d'Ottawa, Ottawa : p. 367.

Pour que les corrélations soient significatives, nous devons obtenir une valeur minimum de 2,306 pour 8 degrés de liberté au niveau de 5 % de probabilité.

TABLEAU 9.7

Application du rapport t
éprouvant la valeur significative
des coefficients de corrélation

	<u>Test de signification</u>
a = écorce externe à 2 mètres du sol, face à l'autoroute. échantillons 1 à 10 coefficient de corrélation = -0,7551 <u>corrélation significative</u>	3,258
a = écorce externe à 2 mètres du sol, face à l'autoroute. échantillons 11 à 20 coefficient de corrélation = -0,5907 <u>corrélation non-significative</u>	2,071
b = écorce interne à 2 mètres du sol, face à l'autoroute. échantillons 1 à 10 coefficient de corrélation = -0,4152 <u>corrélation non-significative</u>	1,291
b = écorce interne à 2 mètres du sol, face à l'autoroute. échantillons 11 à 20 coefficient de corrélation = -0,8585 <u>corrélation significative</u>	4,735
c = écorce externe à 1 mètre du sol, face à l'autoroute. échantillons 1 à 10 coefficient de corrélation = -0,7704 <u>corrélation significative</u>	3,418

c = écorce externe à 1 mètre du sol, face à l'autoroute. échantillons 11 à 20 coefficient de corrélation = -0,5998 <u>corrélation non-significative</u>	2,120
d = écorce interne à 1 mètre du sol, face à l'autoroute. échantillons 1 à 10 coefficient de corrélation = -0,4798 <u>corrélation non-significative</u>	1,547
d = écorce interne à 1 mètre du sol, face à l'autoroute. échantillons 11 à 20 coefficient de corrélation = -0,7938 <u>corrélation significative</u>	3,692
e = écorce externe au niveau du sol, face à l'autoroute. échantillons 1 à 10 coefficient de corrélation = -0,8307 <u>corrélation significative</u>	4,220
e = écorce externe au niveau du sol, face à l'autoroute. échantillons 11 à 20 coefficient de corrélation = -0,5208 <u>corrélation non-significative</u>	1,726
f = écorce interne au niveau du sol, face à l'autoroute. échantillons 1 à 10 coefficient de corrélation = -0,4546 <u>corrélation non-significative</u>	1,444

f = écorce interne au niveau du sol, face à l'autoroute. échantillons 11 à 20 coefficient de corrélation = -0,7567 <u>corrélation significative</u>	3,274
g = écorce externe à 1 mètre du sol, opposée à l'autoroute. échantillons 1 à 10 coefficient de corrélation = -0,7703 <u>corrélation significative</u>	3,417
g = écorce externe à 1 mètre du sol, opposée à l'autoroute. échantillons 11 à 20 coefficient de corrélation = -0,6106 <u>corrélation non-significative</u>	2,181
h = feuilles non-lavées. échantillons 1 à 10 coefficient de corrélation = -0,8232 <u>corrélation significative</u>	4,101
h = feuilles non-lavées. échantillons 11 à 20 coefficient de corrélation = -0,4297 <u>corrélation non-significative</u>	1,346
i = feuilles lavées à l'eau distillée. échantillons 1 à 10 coefficient de corrélation = -0,8690 <u>corrélation significative</u>	4,967
i = feuilles lavées à l'eau distillée. échantillons 11 à 20 coefficient de corrélation = -0,2527 <u>corrélation non-significative</u>	0,739

L'analyse des résultats est intéressante. Au nord-est de l'autoroute 417, les corrélations sont significatives pour tous les échantillons d'écorce externe ainsi que les échantillons de feuilles non-lavées et lavées pour 8 degrés de liberté au niveau de 5 % de probabilité.

Cependant, au sud-ouest de l'autoroute, aucune des corrélations découlant des courbes d'échantillons d'écorce externe et de feuilles n'a passé le test t .

Si les résultats des échantillons d'écorce externe et de feuilles sont intéressants et viennent confirmer ce qui avait été démontré plus haut, à savoir qu'il semble effectivement y avoir un lien entre la quantité de plomb, le vent et la distance par rapport à une voie de circulation, l'analyse des résultats d'écorce interne est surprenante et pourrait nous amener à avancer de nouvelles hypothèses.

En effet, si aucune des corrélations provenant des échantillons d'écorce interne du nord-est de l'autoroute n'est significative, par contre il semble bien y avoir une nette relation entre la quantité de plomb et la distance de l'autoroute au sud-ouest de cette dernière.

C'est ainsi que toutes les corrélations des courbes tracées à partir des échantillons d'écorce interne provenant du sud-ouest de l'autoroute 417 sont significatives et

nous pouvons conclure que la relation quantité de plomb-distance par rapport à l'autoroute est appuyée par l'application du test t. Si au sud-ouest de l'autoroute, le facteur vent est plutôt négligeable, d'autres phénomènes doivent entrer en ligne de compte. Malheureusement dans le cadre de cette recherche, aucune autre hypothèse en dehors du facteur vent n'a été soulevée et pour expliquer la nature des phénomènes reflétés par les courbes provenant de ces échantillons, nous ne pourrions soulever et ceci sous toutes réserves, que certaines hypothèses que des études ultérieures pourraient confirmer. Un peu plus loin, en conclusion, de nouvelles hypothèses de dispersion seront soulevées. Tout ce que nous avancerons pour l'instant, c'est qu'il y a un lien entre la distance de l'autoroute et l'ingestion de plomb par les érables au sud-ouest de l'autoroute mais que cette ingestion a peu à voir avec les dépôts de plomb sur l'écorce externe.

CONCLUSION

L'analyse des échantillons récoltés de part et d'autre de la 417 a mis en évidence le rôle du vent dans la dispersion des cations de plomb émis par les véhicules circulant sur l'autoroute.

L'autoroute 417 au niveau de la localité de Limoges ayant un axe NW-SE, et les vents dominants soufflant du secteur ouest, il a été démontré que les échantillons récoltés au nord-est de l'autoroute et situés par le fait même face aux vents dominants recevaient une plus grande quantité de plomb que les échantillons prélevés au sud-ouest de l'autoroute.

Le plomb transporté par le vent se dépose en premier lieu sur le feuillage des arbres. Ces derniers absorbent donc une certaine quantité, quoique assez faible, de plomb à travers les stomates des feuilles. La quantité de plomb sur les feuilles diminue graduellement en fonction de la distance de l'autoroute et les feuilles lavées à l'eau distillée n'ont guère vu leurs dépôts de plomb diminuer de façon substantielle.

Une portion de plomb s'étant déposée sur le

feuillage, la vapeur toxique continue sa progression en attaquant cette fois-ci le tronc de l'arbre. Là encore, la quantité de plomb diminue avec la distance.

Comme les dépôts de plomb sont plus importants sur la surface externe des arbres au nord-est de l'autoroute, là où le vent souffle davantage, on ne peut nier l'influence du vent dans la dispersion des cations du plomb dans un périmètre proche de l'autoroute. Le vent, par sa force d'impact, fait adhérer les particules de plomb sur la surface externe des arbres. Même s'il n'a pas été démontré que l'arbre absorbe au travers son écorce externe une partie importante du plomb qui circule dans sa sève, il ne faut pas sous-estimer le rôle de cette écorce. Elle finira éventuellement par peler, se détacher de l'arbre et venir enrichir le sol au pied de l'arbre. Les eaux d'infiltration entraîneront avec le temps le plomb vers les racines qui sont probablement la porte d'entrée principale du cation. Le drainage du sol transportera sur une certaine distance ce plomb.

En effet, si l'étude des dépôts de plomb sur l'écorce externe est intéressante et fait apparaître une diffusion logique des cations dans la région limitrophe de l'autoroute, il n'y va pas de même pour les résultats provenant de l'écorce interne des arbres étudiés.

Car, si du plomb est déposé sur le feuillage et le tronc des arbres, une certaine quantité de cet élément pollueur

se dépose un peu plus tard inévitablement la surface du sol. Ingré par des micro-organismes, lessivé plus en profondeur par les eaux d'infiltration, il sera absorbé par le système racinaire des arbres. Transporté par la sève, il circulera le long du tronc, des branches et des feuilles.

Malgré tout ce qui a été dit sur les dépôts de plomb sur l'écorce externe des arbres, il semble n'y avoir aucun lien, ou si peu, avec les résultats provenant de l'étude de l'écorce interne. Nous aurions pu nous attendre à une certaine corrélation entre les dépôts de plomb dans ces deux sites biologiques. Or, il n'en est rien. Si les échantillons au nord-est de l'autoroute, donc face au vent, affichaient une forte quantité de plomb sur leur écorce externe, ces mêmes échantillons au contraire, présentent des résultats nettement inférieurs lorsque nous les comparons aux échantillons provenant du sud-ouest de l'autoroute. C'est comme si l'absorption du plomb n'avait rien à voir avec les dépôts de ce cation à la surface de l'arbre. En fait, l'analyse brute des résultats ne nous a pas permis d'expliquer ce phénomène qui dépasse largement le cadre de cette étude. Tout au plus pouvons-nous, et ceci sous toutes réserves, avancer quelques hypothèses.

La plus grande partie du plomb absorbé par l'arbre doit se faire au niveau du système racinaire. Le plomb déposé à la surface du tronc ne semble pas être absorbé, ou très peu, par l'arbre. Si, comme il est supposé, le plomb est surtout

absorbé au niveau des racines, et parce que le plomb est lessivé à l'intérieur du sol, il doit y avoir un système naturel de drainage dans la région en direction sud.

Au sud-ouest de l'autoroute, légèrement à l'est des sites étudiés, il y a une série d'étangs. Ces bassins d'eau doivent attirer à eux les eaux de ruissellement et les eaux d'infiltration de la région. Ceci pourrait expliquer que les arbres au nord-est de l'autoroute sont moins affectés par le plomb du sol même s'ils sont face aux vents dominants. Par contre, les arbres au sud-ouest de la 417 sont pris entre l'autoroute et ces marécages qui drainent peut-être cette section de la région.

Donc les arbres au sud-ouest de l'autoroute absorberaient, au travers leurs racines, une eau polluée par le plomb qui, au départ, avait été transporté par le vent beaucoup plus loin au nord-est de l'autoroute. Cette hypothèse entraînerait une autre. Il a été mentionné au début de cette étude que les arbres au sud-ouest de la 417 étaient beaucoup plus chétifs, mal en point, que ceux au nord-est. Leur état déplorable s'expliquerait-il par une forte accumulation, une intoxication au plomb à l'intérieur de tout leur système ? Tous les échantillons analysés dans cette étude provenant d'érables rouges (*Acer rubrum*) et selon Hosie (1975), les racines de cette variété étant "étalées et peu profondes",²⁰ le système radiculaire plus près de la surface du sol serait probablement

plus à même d'ingérer des substances toxiques préalablement déposées sur le terrain. Malheureusement, cette étude ne peut qu'échafauder l'hypothèse sans pouvoir se prononcer sur la cause de ce phénomène.

Quoiqu'il en soit, et pour revenir au cadre plus restreint de cette recherche, le facteur vent ayant été mis en évidence dans cette étude, des écrans forestiers situés en bordure des grandes artères de communication pourraient entraver la dispersion de la pollution. Une végétation forestière dense près des autoroutes pourrait protéger, ménager le reste de la forêt. Cette protection naturelle, ce "mur" pourrait être composé d'arbustes et d'arbrisseaux.

Si une certaine protection était assurée par un écran forestier aux abords des autoroutes, quelles espèces et variétés d'arbres et quelles quantités d'arbres joueraient le rôle de gardiens de la forêt ? En s'éloignant un peu d'Ottawa en direction de l'est, des forêts de thuyas s'étendent jusqu'aux abords de l'autoroute. Ces thuyas, par leur feuillage touffu, forment-ils des écrans naturels importants ? Plus près d'Ottawa, ce sont des érablières qui bordent la 417. Est-ce que ce type de forêt peut assurer toute la protection souhaitée ?

20 HOSIE, R.C. (1975) *Arbres indigènes du Canada*, Service canadien des forêts, Ministère de l'environnement, Ottawa : p. 274.

En 1976, Heichel et Hankin ont démontré que la vitesse des vents était réduite de 70 % en présence d'un écran forestier composé de conifères (la région étudiée présentait 8 rangées de pins blancs âgés de 25 ans et d'une hauteur de 12 mètres environ).

Des études subséquentes pourraient être intéressantes dans la mesure où elles laisseraient entrevoir une différence entre les bordures de conifères et celles d'arbres feuillus. Si les bordures de conifères assuraient une plus grande protection de la forêt environnante, on pourrait même aller jusqu'à proposer la plantation de ce genre d'écran protecteur naturel le long des autoroutes.

Depuis quelques années, le gouvernement canadien de concert avec plusieurs spécialistes s'inquiète, et non à tort, de l'effet des émissions de polluants dans l'atmosphère terrestre. Nriagu (1978) aborde ce problème en relevant l'action possible des émissions de plomb dans ce phénomène :

Man has definitely dislocated the equilibrium in the natural biogeochemical cycling of lead. Because of cultural activities, the amount of lead on land is increasing at a rate of about 3×10^{12} g/yr at the expense of lithospheric lead. The ecological implications of such a gain are essentially unknown. It has only recently been surmised that lead halides (the principal component of lead aerosols) are effective nuclei for cloud formation... The implication is clear that highly elevated lead levels in the global atmosphere may induce world-wide changes in the climate. (21)

Pour conclure cette discussion sur une note optimiste, selon de récentes recherches effectuées par Kazimir, Clarke et Brennan (1982) sur le feuillage d'arbres situés en bordure de routes de l'état du New Jersey, il ressort avec évidence que l'utilisation de plus en plus importante de l'essence sans plomb a contribué de façon significative à la diminution des émissions de plomb le long des autoroutes et que dans un futur immédiat, la situation pourra encore s'améliorer.

21 NRIAGU, J.O. (1978) "Properties and the biogeochemical cycle of lead" *The Biogeochemistry of Lead in the Environment*, Part A : p. 12-13.

REFERENCES

- ANDRESEN, A.M., A.H. JOHNSON et T.G. SICCAMA (1980) "Levels of lead, copper, and zinc in the forest floor in the Northeastern United States" *J. Environ. Quality*, 9 (2) : 293-296.
- ARVIK, J.H. et R.L. ZIMDAHL (1974) "Barriers to the foliar uptake of lead" *J. Environ. Quality*, 3 (4) : 369-373.
- AULT, W.V., R.G. SENECHAL et W.E. ERLEBACH (1970) "Isotopic composition as a natural tracer of lead in the environment" *Environ. Sci. Technol.*, 4 : 305.
- BAZZAZ, F.A., G.L. ROLFE et P. WINDLE (1974) "Differing sensitivity of corn and soybeans photosynthesis and transpiration to lead contamination" *J. Environ. Qual.*, 3 (2) : 156.
- BERISH, C.W. et H.L. RAGSDALE (1986) "Metals in low-elevation, southern appalachian forest floor and soil" *J. Environ. Quality.*, 15 (2) : 183-187.
- BOLTNEVA, L.I., A.A. IGNAT'EV, R.T. KARAVAN, I.M. NAZAROV, I.A. RUDNEVA et T.I. SISIGINA (1983) "Effect of dust and gas emissions from industrial works on Northern Taiga pine forests" *Sov. J. Ecol.*, 13 (4) : 246-250.
- BOUFRON, C. (1988) "Le plomb dans l'atmosphère" *La Recherche*, 19 : 446-455.
- BUCHAUER, M.S. (1973) "Contamination of soil and vegetation near a zinc smelter by zinc, cadmium, copper and lead" *Environ. Sci. Technol.*, 7 : 131-135.
- CANADA (1986) *Le plomb dans l'environnement au Canada, science et réglementation*, La Commission d'étude du plomb dans l'environnement, Ottawa, 469 p.
- CANNON, H. et BOWLES (1982) "Contamination of vegetation by tetraethyl lead" *Science*, 137 : 765-766.

- CARLSON, R.W. et F.A. BAZZAZ (1977) "Growth reduction in American Sycamore caused by Pb-Cd interaction" *Environ. Pollut.* (12) : 243-253.
- CERCASOV, V., I. RENTSCHLER et H. SCHREIBER (1986) "Deposition of heavy metals and their distribution on needles and bark" Institut für Physik, Universität Hohenheim, Postfach 70 05 62, D-7000 Stuttgart 70 : 766-773.
- CZUBA, M. et T.C. HUTCHINSON (1980) "Copper and Lead Levels in Crops and Soils of the Holland Marsh Area - Ontario" *J. Environ. Quality*, 9 (4) : 566-575.
- DAYHAW, L.T. (1958) *Manuel de statistique*, Editions de l'Université d'Ottawa, Ottawa, 530 p.
- DUFFUS, J.H. (1980) *Environmental Toxicology*, Edward Arnold, London, 164 p.
- EPA (1986) *Air Quality Criteria for Lead*. EPA-600/8-83/028 dF. Vol. I. Environmental Criteria and Review Office, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. : 513-516.
- FAEGRI, K. et J. IVERSEN (1975) *Textbook of Pollen Analysis*, Munksgaard, 3rd edition, 371 pages.
- FRIEDLAND, A.J. et A.H. JOHNSON (1985) "Lead distribution and fluxes in a high-elevation forest in Northern Vermont" *J. Environ. Quality*, 14 (3) : 332-336.
- GLAVAC, V., H. KOENIES, H. JOCHHEIM et R. HEIMERICH (1987) "Relief effects on the deposition of air pollutants in forest stands - Lead deposition as an example" *Air Pollution Research, Report 6* : 166-175.
- HABIBI, K. (1973) "Characterization of particulate matter in vehicle exhaust" *Environ. Sci. Technol.*, 7 : 223-234.
- HAMMETT, F.S. (1928) "The localization of lead by growing roots" *Protoplasma*, 4 : 183.
- HAMMETT, F.S. (1929) "The localization of lead within the cell of the growing root" *Protoplasma*, 5 : 135.
- HAMMETT, F.S. (1929) "The nature of the lead compound deposited in the growing root" *Protoplasma*, 5 : 547.
- HARRISON, R.M., R. PERRY et R.A. WELLINGS (1975) "Lead and cadmium in precipitation : their contribution to pollution" *Journal of the Air Pollution Control Association*, 25 (6) : 627-630.

- HEICHEL, G.H. et L. HANKIN (1972) "Particles containing lead, chlorine, and bromine detected on trees with an electron microprobe" *Environ. Sci. Technol.*, 6 : 1121.
- HEICHEL, G.H. et L. HANKIN (1976) "Roadside coniferous windbreaks as sinks for vehicular lead emissions" *Journal of the Air Pollution Control Association*, 26 (8) : 767-770.
- HEINRICHS, H. et R. MAYER (1980) "The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals" *J. Environ Qual.*, 9 (1) : 111-118.
- HOSIE, R.C. (1975) *Arbres indigènes du Canada*, Service canadien des forêts, Ministère de l'environnement, Ottawa.
- IMPENS, R., Z. M'VUNZU et P. NANGNIOT (1973) *Environ. Health Aspects of Lead*, Commission Europ. Communities, Amsterdam : 135-143.
- INMAN, J.C. et G.R. PARKER (1978) "Decomposition and heavy metal dynamics of forest litter in Northwestern Indiana" *Environ. Pollut.*, (17) : 39-51.
- JOHNSON, A.H., T.G. SICCAMI et A.J. FRIEDLAND (1982) "Spatial and temporal patterns of lead accumulation in the forest floor in the Northeastern United States", *J. Environ. Qual.*, 11 (4) : 577-580.
- KAZIMIR, J., B. CLARKE et E. BRENNAN (1982) "Trees indicate decreased lead pollution along New Jersey highways" *Journal of the Air Pollution Control Association*, 32 (9) : 957-958.
- KOEPPE, D.E. et R.J. MILLER (1970) "Lead effects on corn mitochondrial respiration" *Science*, 167 : 1376.
- KOHLMAIER, G.H. et al (1984) "Dramatic development in the dying of german spruce-fir forests : in search of possible cause-effect relationships" *Ecological Modelling*, 22 : 45-65.
- LAGERWERFF, J.V. (1971) "Uptake of cadmium, lead and zinc by radish from soil and air" *Soil Sci.*, 111 : 129-133.
- LAGERWERFF, J.V. (1972) "Lead, mercury, and cadmium as environmental contaminants" J. J. Mortvedt (ed.) *Micronutrients in agriculture Soil Sci. Soc. Amer.*, Madison, Wis. : 593-636.
- LEEP, N.W. et G.J. DOLLARD (1974) "Studies on lateral movements of ²¹⁰Pb in woody stems" *Oecologia (Berl.)* 16 : 179-184.

- MALONE, C., D.E. KOEPPE et R.J. MILLER (1974) "Localization of lead accumulated by corn plants" *Plant Phys.* 53 : 388.
- MILLER, I. et J.E. FREUND (1985) *Probability and Statistics for Engineers*, Prentice-Hall, Inc., New Jersey, 530 p.
- NRIAGU, J.O. (1979) "Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere" *Nature*, 279 : 409-411.
- NRIAGU, J.O. (1978) "Lead in soils, sediments and major rock types" *The Biogeochemistry of Lead in the Environment*, Part A : 15-72.
- NRIAGU, J.O. (1978) "Lead in the atmosphere" *The Biogeochemistry of Lead in the Environment*, Part A : 137-184.
- NRIAGU, J.O. (1978) "Properties and the biogeochemical cycle of lead" *The Biogeochemistry of Lead in the Environment*, Part A : 1-14.
- OPTIMA (1985) *Motor Vehicle Fuel Switching Study*. Préparé pour le Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. Optima Consultants in Applied Social Research Inc., Canada.
- PAGE, A.L. et T.J. GANJE (1970) *Environ. Sci. Technol.*, 4 : 140-142.
- PALMER, K.T. et C.L. KUCERA (1980) "Lead contamination of sycamore and soil from lead mining and smelting operations in Eastern Missouri" *J. Environ. Quality.*, 9 (1) : 106-111.
- PIERSON, W.R. et W.W. BRACHACZEK (1976) *Particulate Matter Associated with Vehicles on the Road*, SAE Technical Paper 760039.
- PRAT, S. (1927) "The absorption of lead by plants" *Am. J. Bot.*, 14 : 663.
- ROLFE, G.L. (1973) "Lead uptake by selected tree seedlings", *J. Environ. Quality.*, 2 (1) : 153-157.
- RONNEAU, C. (1987) "The accumulation of air pollutants by trees" *Air Pollution Research*, Report 6 : 176-180.
- RUHLING, A. et G. TYLER (1968) "An ecological approach to the lead problem" *Bot. Notiser*, 121 : 312-342.
- SCHUCK, E.A. et J.K. LOCKE (1970) "Relationship of automotive lead particles to certain consumer crops" *Environ. Sci. Technol.*, 4 : 324-330.

- SICCAMA, T.G. et W.H. SMITH (1978) "Lead accumulation in a northern hardwood forest" *American Chemical Society*, 12 (5) : 593-594.
- SINGER, M.J. et L. HANSON (1969) "Lead accumulation in soils near highways in the twin cities metropolitan area" *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 33 : 152-153.
- SMITH, W.H. et T.G. SICCAMI (1981) "The Hubbard Brook ecosystem study : biogeochemistry of lead in the Northern Hardwood Forest" *J. Environ. Quality.*, 10 (3) : 323-333.
- TANTON, T.W. et S.H. CROWDY (1971) "The distribution of lead chelate in the transpiration stream of higher plants" *Pestic. Sci.*, 2 : 211.
- TER HAAR, G.L. et M.A. BAYARD (1971) "Composition of airborne lead particles" *Nature*, 232 : 553-554.
- UNIVERSITE DE L'ILLINOIS (1972) "An Interdisciplinary Study of Environmental Pollution by Lead and Other Metals" NSF Grant GI-4 et GI-34813X.
- WALLACE, A. et E.M. ROMNEY (1970) "Regulation of heavy metal contents in plants" *Agron. Abstr.*, 130 p.
- WARD, N.I., R.R. BROOKS et R.D. REEVES (1974) "Effects of lead on trees along a major thoroughfare in Palmerston North, New Zealand" *Environ. Pollut.*, (6) : 149-158.
- WARREN, H.V. et R.E. DELAVault (1960) "Observations on the biogeochemistry of lead in Canada" *Transactions of the Royal Society of Canada* LIV (III), juin 1960.
- WARREN, H.V. et R.E. DELAVault (1962) "Lead in some food crops and trees" *J. Sci. Food Agric.*, 13 : 96.
- WARREN, H.V., R.E. DELAVault, K. FLETCHER et E. WILKS (1970) "Variations in the Ca, Zn, Pb and Mo Content of some British Columbia Vegetables" *Trace Substances in Environmental Health*, D.D. Hemphill, Ed., University of Missouri, Columbia, Missouri.
- ZINDAHL, R.L. (1976) "Entry and movement in vegetation of lead derived from air and soil sources" *Journal of the Air Pollution Control Association*, 26 (7) : 655-660.