

2.8.- Les normes

Enfin, pour clore cette partie consacrée aux méthodes et techniques, nous rappelons que la plupart des protocoles de mesures sont standardisées, en France, selon des normes AFNOR. On peut commander les documents présentant ces normes sur <http://www.afnor.fr>, mais ces dernières ne sont pas être consultables « en ligne ».

D'autres organismes de normalisation existent. Les plus connus sont :

- ISO - Organisation internationale de normalisation (<http://www.iso.ch>)
- CEN - Comité européen de normalisation (<http://www.cenorm.be>)
- ANSI - American National Standards Institute (<http://www.ansi.org>)

La liste et les liens pour accéder au sites des organismes de normalisation du monde entier sont visibles dans la rubrique « contact » du site AFNOR (<http://www.afnor.fr/contact.htm>)

3.- IMPACTS DU TRAFIC A PROXIMITE DES AXES ROUTIERS

3.1.- Dispersion et dépôt des polluants aux abords des (auto)routes

Comme nous avons cherché à le montrer dans la première partie de ce rapport, la dispersion et le dépôt des polluants d'origine automobile sont fonction de nombreux facteurs que l'on rappelle ici rapidement.

La quantité de polluant dispersée et déposée aux abords de la route est d'abord fonction du trafic et du parc automobile (nombre de véhicule par jour ; type de véhicule, de motorisation ; vitesse, etc.). Cette quantité varie donc dans le temps selon les pointes de trafic qu'on observe généralement à l'échelle journalière, hebdomadaire et/ou annuelle.

La dispersion des polluants émis varie selon la structure du site (vallée, route en déblai, en remblai, pente, etc.) et surtout selon la météorologie : la structure verticale de l'atmosphère détermine la température des couches d'air qui peuvent parfois être très défavorables à la dispersion des polluants. C'est le cas lors des inversions thermiques.

La structure horizontale de l'atmosphère conditionne la direction et la force du vent. La force du vent joue un rôle essentiel dans la dispersion des substances chimiques. La direction des vents dominants, surtout lorsqu'elle est perpendiculaire à la route crée une contamination différentielle des deux côté de la route. Le côté sous le vent peut, dans certains cas, supporter des concentrations quasiment deux fois plus élevées que le côté au vent [WARD, 1990a, p. 278].

L'influence de la météorologie s'exprime également par le biais des précipitations : ces dernières rabattent au sol les substances polluantes ou non en suspension dans l'atmosphère ; elles constituent les dépôts humides.

Enfin, les polluants ne se dispersent pas tous de manière homogène. Leur dispersion est fonction de leur caractéristique physico-chimique : gaz ou particule, densité, poids, capacité à s'infiltrer dans le sol, etc... Ces caractéristiques varient également selon les conditions climatiques (température, rayonnement solaire).

3.1.1.- Distances contaminées autour des (auto)routes

3.1.1.1.- Dispersion des polluants gazeux

D'une manière générale, les concentrations des principaux gaz primaires issus de la pollution automobile (CO, NO, NO₂) sont fortes à proximité immédiate de la chaussée puis diminuent avec l'éloignement : les substances sont rapidement diluées dans l'atmosphère, sauf situations de trafic et de conditions météorologiques exceptionnelles.

KUHLER & al. [1988 ; 1990 ; 1994] ont travaillé sur la dispersion des émissions autoroutières jusqu'à 600 m (voir paragraphe 2.5.1. pour la présentation de leur protocole).

Les résultats montrent :

- une bonne corrélation entre les teneurs en NO_x et le trafic (voir graphique 20 ci-contre) [KUHLER & al., 1988, p. 41], même à la station de mesure la plus éloignée [KUHLER & al., 1990, p. 314].

Non reproduit dans la version en ligne

Graphique 18 : Variations journalières de la concentration en NO_x et du trafic in KUHLER & al., 1988, p. 41. Traduction : Daytime = Heures ; ΔNO_x = Moyennes des mesures effectuées sous le vent et au vent.

- l'existence de gradient verticaux (voir graphique 21) qui montrent que le NO₂ et le SO₂ ont tendance à se déposer à proximité des voies de circulations.

Non reproduit dans la version en ligne

Graphique 19 : Concentration de SO₂, NO₂ et NO à différentes hauteurs in KUHLER & al., 1988, p. 42. Traduction : Daytime = Heures

- Ce gradient montre cependant de grandes variations saisonnières :
 - en janvier, il n'y a presque pas de gradient du tout,
 - en juin, les gradients de SO₂ et de NO₂ montrent des variations journalières prononcées alors que celui de CO varie très faiblement autour de zéro ce qui pose des problèmes de significativité [KUHLER & al., 1988, p. 43].

Non reproduit dans la version en ligne

Graphique 20 : Moyennes des variations journalières du gradient vertical (Unité relative) in KUHLER & al., 1988. Traduction : Daytime = Heures

Il semble donc que la déposition de NO₂ et de SO₂ se produit durant la saison estivale, et qu'elle est – au minimum – fortement réduite durant l'hiver. L'absence de gradient pour CO indique qu'il ne se produit pas de déposition [KUHLE & al., 1988, p. 43] ; pour les auteurs, il serait cependant souhaitable que les calculs effectués avec ces gradients soient confirmés par une autre méthode [KUHLE & al., 1990, p. 314].

En 1997, ces observations sont confirmées par d'autres études. L'une d'elles porte sur les variations spatiales de NO₂ et des PM₁₀ (thème qui sera abordé plus loin). MONN & al. [1997, p. 2246] arrivent en effet aux mêmes conclusions : le NO₂ montre une grande dépendance vis à vis des saisons : en hiver, le NO₂ se repartit quasiment de façon homogène dans l'air alors qu'en été, les teneurs en NO₂ sont affectées par un gradient de variation vertical de 30 % (voir graphique 23), ce qui entraîne un dépôt de NO₂ rapide en été (près de ½ est déposée dans les 80 premiers mètres) et très faible en hiver [MONN & al., 1997, p. 2247].

Non reproduit dans la version en ligne

Graphique 21 : Profil horizontal et vertical de NO₂ (site A contre la chaussée ; site D à 80 m ; hiver = ligne pleine, été = pointsillés) in MONN & al., 1997, p. 2246.

MONN & al. remarquent que HEGNER & al. [1996 in MONN & al., 1997, p. 2247] avaient déjà obtenu les mêmes résultats, mais semblent ignorer les observations de KUHLE & al., datant de 1988 et qui s'avèrent donc justes.

Les concentrations d'ozone sont toujours les plus faibles du côté situé sous le vent, ce qui indique une consommation de l'O₃ pour l'oxydation de NO en NO₂ ; c'est ce que confirme la composition des NO_x : à 50 m de l'autoroute, la majorité des NO_x est composée de NO, alors qu'à 600 m, pratiquement tout les NO sont oxydés en NO₂ [KUHLE & al., 1990, p. 314].

Ce phénomène de dépression d'ozone au dessus des routes a été mis en évidence à plusieurs reprises, souvent à travers des méthodes de bioindication PLEIJEL & al., 1994, p. 123 ; MALBREIL, 1997, p. 23], voir figure 20 ci-dessous, mais également à travers des analyses standardisées [TOUPANCE, 1994, p. 4].

Non reproduit dans la version en ligne

Figure 20 : Niveau d'ozone évalué selon le % de nécrose de plants de Tabac in MALBREIL, 1997, p. 23

Les expériences de PLEIJEL & al. [1994, p. 123] basées sur le trèfle indiquent qu'à 200 m de l'autoroute (zone agricole suédoise, plate ; trafic d'environ 30 000 véhicules/jour), le niveau d'ozone, estimé selon les dommages subit par les trèfles, est équivalent aux teneurs de fond de la région.

La figure qui suit présente les taux de concentrations de NO, NO₂, NO_x et O₃ calculés selon le modèle mis au point par KUHLE & al. [1994, p. 390]. Ce modèle est valable pour une autoroute située sur un terrain plat, avec un vent > à 1 m/s, non parallèle à la route et en l'absence d'inversion thermique [KUHLE & al., 1994, p. 392-393].

Non reproduit dans la version en ligne

Figure 21 : Concentrations de NO, NO₂, NO_x et O₃ calculées d'après le modèle et mesurées (Valeurs moyennes de 21 mesures ; Déviations standard sont indiquées par les barres ; NO = ● ; NO₂ = ○ ; NO_x = ★ et O₃ =) in KUHLE & al., 1994, p. 390 ; la partie plane des courbes correspond au niveau de fond.

3.1.1.2.- Dispersion des métaux

Toutes les études portant sur les concentrations en polluants dans l'air, le sol ou les végétaux, en fonction de l'éloignement aux voies de circulation « s'accordent à dire que les concentrations sont plus importantes au niveau du terre plein central puis qu'elles diminuent de façon exponentielle avec l'éloignement à l'autoroute ou à la route » [PARMENTIER et GARREC, 1994, p. 11].

Cependant, l'étendue de la zone soumise aux dépôts de métaux lourds est spécifique à chaque site: elle varie principalement selon 3 grands facteurs : la densité du trafic, le régime des vents dominants et la topographie de la route et du site.

Le plomb est transporté pour moitié sous forme particulaire, et pour moitié dans les eaux de ruissellements soit environ 1 mg/km/véhicule/jour. La portion particulaire est déposée en majorité à moins de 7 m de l'autoroute [LYGREN & al., 1984, p. 158].

La teneur en plomb des dépôts dans les collecteurs de précipitation est significativement plus élevée en hiver qu'en été ; notamment lors de chute de neige [CONTAT & al., 1991, p. 32] ; d'autre part, le dépôt de plomb est supérieur lorsque le vent dominant souffle de façon perpendiculaire à la route et lorsque la température augmente [CONTAT & al., 1991, p. 32].

Réf. Biblio.	Identification route et densité trafic	Description du site	Echantillon	Relation distance / concentration
DERUELLE1981	A6 (France)	Forêt de Fontainebleau	Lichen épiphyte (<i>Parmelia physodes</i> dev. sur arbre)	▪ Diminution rapide dans les 80 premiers mètres : 20 % du taux maximum restent à 80 m ; ▪ 600 m = concentration de fond.
			Lichen terricole (<i>Cladonia impexa</i> ; dev. sur sol)	▪ Diminution rapide dans les 50 premiers mètres puis baisse très lente, ▪ 650 m = niveau > concentration de fond.
			Lichen saxicole (<i>Parmelia caperata</i> dev. sur roche)	▪ Diminution rapide dans les 100 premiers mètres puis influence qui se fait sentir très loin.
	« L'impact de la circulation automobile est ressenti sur plusieurs centaines de mètres de part et d'autre de la chaussée, et est particulièrement sensible dans les 80 à 100 premiers mètres » [DERUELLE, 1981, p. 99].			
FONER1987	Divers sites autour de Tel Aviv (Israël)		Fruits et légumes pour la consommation ; prélèvement sous le vent le plus souvent possible	▪ Faibles taux, peu de variations selon la distance, même s'il y a diminution, ▪ La consommation des cultures testées ne pose pas de problèmes, ▪ Résultats qui s'expliqueraient par la nature de la roche-mère : faible concentration de plomb, mais aussi d'argile, responsable en grande partie de la rétention du plomb.
WARD1990	Périphérique de Londres (M25) (Royaume-Uni) ≈ 100 000 véh./j	Topographie plate	<u>Végétation</u> : ray grass ; trèfle ; flatweeds (?) ; <u>Surface du sol</u> : 0-2 cm ; <u>Poussières</u> : collecteur à moins d'1 m de la chaussée ; <u>Particules en suspension</u> : Filtre de 0,8 µm à 50 cm du sol à 5, 50 et 120 m.	▪ <u>Végétation</u> : voir graphique 23, ▪ <u>Surface du sol</u> : voir graphique 24, ▪ <u>Poussières</u> (< 1 m des voies) : teneurs avant ouverture : 85 µg/g ; après 2 ans : ≈ 8400 à 8950 µg/g suivant le trafic, ▪ <u>Particules en suspension</u> : teneurs avant ouverture : 0,08 à 0,1 µg/m³ ; après : 2,5 à 6 µg/m³ contre l'autoroute et 0,6 à 1,2 µg/m³ à 120 m.
Les premières mesures ont été effectuées alors que la portion de périphérique n'était pas encore ouverte ; les mesures suivantes ont permis de suivre l'évolution des concentrations en plomb : 1 semaine, 1, 6, 12, 18 et 24 mois après son ouverture ; 2 ans après son ouverture, les concentrations de plomb se sont rapidement approchées de celles observées au niveau des 11 sites de comparaisons situés aux alentours. La zone concernée s'étend sur 80 m de part et d'autre de la chaussée (voir graphiques 24 et 25).				

PIRON-FRENET & al. 1992, 1994	Route à 2 voies en Vendée (France) ≈ 4 à 5000 véh./j en hiver ; ≈ 10 à 19 000 véh./j en été	Topographie très plate, dépourvue d'obstacle.	Sol de surface (0-5 cm) à 10 et 500 m de chaque côté de la route	Les teneurs mesurées à 500 restent élevées, ce qui est en contradiction avec les résultats des autres auteurs.
MADANY & al. 1990	Divers sites : trafic intense (autoroute), moyen, faible (zones résidentielles) (Bahrain)		Feuilles de diverses espèces, du même âge, situées à 2 m du sol à 5 et 50 m de la route.	Diminution des teneurs avec la distance : 180 à 420 µg/m³ (poids humide) à 5 m de l'autoroute; de 9 à 100 µg/m³ (poids humide) à 50 m de zones à trafic moyen ou faible.
Le protocole de mesure ne semble pas très au point : la mise en relation des résultats est difficile puisque plusieurs facteurs varient en même temps : distance à la route, espèce végétale (d'autant plus que les auteurs ont testé des espèces à feuilles rugueuses, lisses, large ou petite, etc.) et densité du trafic.				
CURZYDLO 1993	Autoroutes (Pologne)		Fruits et légumes pour la consommation	- Les concentrations les plus fortes se situent jusqu'à 30-40 m de la voie, - A 130-150 m les teneurs de fond sont retrouvées.
WARREN et BIRCH 1987	A13 (Est de Londres ; Royaume-Uni) ≈ 70 000 véh./j		Sol (0-15 cm) prélevé à 6, 10, 20, 30, 50 et 100 m.	Le niveau de pollution de fond est atteint à une distance d'environ 30 m de la voie.
SEMADI et DERUELLE 1993	4 sites sur les routes nationales (RN 44 et RN 16) autour d'Annaba (Algérie) <u>Site 1 et 2</u> : 12 613 véh./j <u>Site 3</u> : 8 762 véh./j <u>Site 4</u> : 25 976 véh./j	Changement fréquent de la direction des vents.	Transplants de lichens épiphytes: <i>Ramalina duriaei</i> et <i>Ramalina farinacea</i> à 1,30 m au dessus du sol, de 5 à 100 m de la route.	<u>Site 1</u> : Teneurs de pb dans les transplants à 5 m toujours au moins le double de celles des transplants situés à 35 m, <u>Site 2</u> : Globalement, diminution régulière selon la distance : taux de corrélation élevés entre l'accumulation du plomb et l'éloignement de la route $r = 0,92$ et $0,88$ pour les deux espèces, <u>Site 3</u> : Diminution rapide dans les 50 premiers mètres puis plus lente voire nulle selon les espèces, <u>Site 4</u> : Résultats moins net (mouvements atmosphériques perturbés).
Globalement, « l'accumulation du plomb dans les deux espèces [de lichens transplantés] montre que l'impact de la circulation automobile s'étend de façon mesurable jusqu'à 70 m de part et d'autre de la route » [SEMADI et DERUELLE, 1993, p. 86].				

Tableau 26 : Distances contaminées par le plomb autour des (auto)routes – Synthèse bibliographique

Non reproduit dans la version en ligne

Graphique 22 : Teneur en plomb ($\mu\text{g}/\text{g}$, poids humide) dans les végétaux non lavés le long du périphérique londonien (M25) depuis son ouverture en 1986 in WARD, 1990.

Traduction : Lead content ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ dw) = Teneur en plomb (en $\mu\text{g}/\text{g}$, poids humide) ; Distance from motorway (m) = Distance à l'autoroute (en m) ; Before opening = Avant l'ouverture ; Week = Semaine ; Month(s) = Mois ; Prevailing wind direction = Direction du vent dominant.

Non reproduit dans la version en ligne

Graphique 23 : Teneur en plomb ($\mu\text{g}/\text{g}$, poids humide) dans le sol (0-2 cm) le long du périphérique londonien (M25) depuis son ouverture en 1986 in WARD, 1990.

Traduction : Lead content ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ dw) = Teneur en plomb (en $\mu\text{g}/\text{g}$, poids humide) ; Distance from motorway (m) = Distance à l'autoroute (en m) ; Before opening = Avant l'ouverture ; Week = Semaine ; Month(s) = Mois ; Prevailing wind direction = Direction du vent dominant.

3.1.1.3.- Dispersion des hydrocarbures

La plupart des HAP est dispersée sous forme particulaire et déposée dans les 100 m de l'autoroute en période hivernale (étude norvégienne), ce qui représente 100 à 200 µg de HAP/véhicule/jour. Une minorité des HAP sont transportés dans les eaux de ruissellement, c'est-à-dire moins de 10 µg/km/véhicule/jour [LYGREN & al., 1984, p. 158].

Les HAP de masse moléculaire < 252 sont plus présents sous forme gazeuse [LIGOCKI & al., 1985 ; VAN VAECK & al., 1984 ; YAMASAKI & al., 1982 in HAUTALA & al., 1995, p. 47]. Les résultats d'HAUTALA & al. [1995, p. 47] montrent que naphthalène, pyrène, benzo(a)anthracène et chrysène se déposent plus à 30 m de la route qu'à 10 m, lorsque le site est ouvert. Ceci s'expliquerait par leur masse moléculaire légère qui leur permet de se disperser sous forme gazeuse. Du coup, cela explique aussi pourquoi les HAP de masse moléculaire plus importante (fluoranthène, benzo(a)pyrène, indeno(1,2,3,-cd)-pyrène, dibenzo(a,h)anthracène et benzo(g,h,i)perylène) ont tendance à se déposer près de la route [HAUTALA & al., 1995, p. 48].

MAZOUÉ [SETRA, 1994, p. 55] rapporte qu'une étude du CERE.pha a montré que les d'hydrocarbures se déposent plus sur le haut d'un déblai qu'en bas à cause de la différence de densité de ces corps et la variation des phénomènes de dispersion liés à la turbulence de l'air, provoquée par le passage des voitures [SETRA-MAZOUÉ, 1994, p. 55].

Une étude du SCETAURROUTE [1992, p. 96] note les difficultés liées à l'interprétation des résultats de concentrations en HAP : il s'agit d'une diffusion complexe, qui semble concerner des distances supérieures à celles contaminées par le plomb.

On retranscrit rapidement les résultats des analyses³⁸ obtenus pour les 3 sites :

- Site A : A l'ouest, les teneurs en HAP sont plus importantes dans les feuilles que dans le sol ; les concentrations sont corrélées à l'éloignement de l'autoroute (A13 ; ≈ 70 000 véh./j) : baisse importante entre 12 et 32 m, puis stagnation. A l'est, il n'y a pas de corrélation entre les mesures et l'éloignement [SCETAURROUTE, 1992, pp. 55-57].
- Site B : Teneurs très faibles à l'ouest de la route (la D23 ; ≈ 2 840 véh./j), quel que soit l'éloignement ; à l'est, les teneurs sont plus élevées. Les concentrations sont plus importantes au niveau du sol, et notamment l'horizon le plus profond (5-15 cm), que dans les feuilles. On note que les concentrations à la surface du sol (0-5 cm) double entre 6 et 20 m de l'autoroute. A 50 m, les teneurs sont très faibles [SCETAURROUTE, 1992, pp. 36-39].
- Site C : Au niveau du sol, les concentrations sont nulles au bord de l'autoroute (A6 ; ≈ 31 000 véh./j), puis importantes à 40 m (≈ 1 µg/kg pour le sol de surface ; ≈ 2 µg/kg pour sol 5-15 cm) ; enfin, à 60 m, les concentrations sont à nouveau quasiment nulles. Dans les feuilles, les teneurs augmentent avec la distance. Aucune explication n'a été trouvée [SCETAURROUTE, 1992, pp. 71-73].

Globalement, il a été remarqué que :

- Dans le sol, les dépôts d'HAP sont plus importants dans les sites situés sous les vents dominants, et que les concentrations ne sont pas maximum en bordures des voies autoroutières, mais à des distances variables selon la morphologie du site,
- Dans les feuilles, les concentrations sont assez semblables dans les divers sites, la décroissance suivant la distance à l'autoroute n'est pas très flagrante [SCETAURROUTE, 1992, pp. 84-85].

3.1.1.4.- Dispersion des particules

Une équipe suisse a mesuré la diffusion spatiale (horizontale et verticale) des PM₁₀ et du NO₂ (résultats déjà évoqués pour NO₂). Leur étude a été menée à Zurich au cours de l'hiver et de l'été [MONN & al., 1997, p. 2243]. Leurs résultats mettent en évidence ce que l'on savait en théorie : les PM₁₀ se comportent comme un gaz.

³⁸ Echantillonnage de feuilles (analyse par CG/MS) et du sol : 0-5 et 5-15 cm (analyse par HPLC avec double détection ultraviolet et fluorimétrique [SCETAURROUTE, 1992, p. 24].

En effet, les dépôts sont faibles sur les 80 premiers mètres ; on note cependant une légère sédimentation des particules sur les 15 premiers mètres, puis une stabilisation (voir graphique 26) [MONN & al., 1997, p. 2245].

Non reproduit dans la version en ligne

Graphique 24 : Profil horizontal et vertical des PM_{10} (site A contre la chaussée ; site B à 15 m ; site C à 50 m ; site D à 80 m ; hiver = ligne pleine, été = pointsillés) in MONN & al., 1997, p. 2244-2245.

On peut imaginer, en milieu rural, que le dépôt des PM_{10} puisse être légèrement supérieur étant donné que l'air est – sauf conditions particulières – moins turbulent qu'en ville. Cela faciliterait le sédimentation, mais il ne s'agit là que d'une supposition.

On remarque que les teneurs sont supérieures en hiver qu'en été [MONN & al., 1997, p. 2244].

JANSSEN & al. [1997] ont mesuré simultanément les PM_{10} , les $PM_{2,5}$ et les Fumées Noires au niveau de la chaussée et dans un site de fond. Les concentrations des PM_{10} et $PM_{2,5}$ sont en moyenne 1,3 fois plus importantes au bord de la voie que les teneurs de fond ; pour les FN, le rapport est de 2,6 [JANSSEN & al., 1997, p. 1185].

Une autre étude, menée par HOEK & al. [1997] porte sur les concentrations hivernales de PM_{10} et de Fumées Noires dans toute l'Europe (plutôt l'Europe Centrale). Les résultats montrent également une différence de décroissance entre les concentrations mesurées en ville et en milieu rural selon que l'on mesure les PM_{10} (teneurs 22 % plus fortes en moyenne dans les sites urbains) ou les FN (teneurs 43 % plus fortes) [HOEK & al., 1997, p. 3609].

La décroissance moins nette des teneurs en PM_{10} avec l'éloignement des sources d'émissions montre bien que les particules fines se comportent et se dispersent donc comme des gaz.

Enfin, une étude anglaise apporte des informations concernant la variation de la composition des aérosols selon la saison :

- durant les mois d'hiver, les concentrations en $PM_{2,5}$ constituent ≈ 80 % des PM_{10} et sont fortement corrélées aux NO_x , ce qui indique que le trafic routier est la principale source de particules,
- en été, la situation est différente : la fraction la plus grossière ($PM_{10} - PM_{2,5}$) représente presque 50 % des PM_{10} et les analyses chimiques font apparaître 3 sources principales dans la composition de ces particules, qui sont, par ordre d'importance :
 - les émissions automobiles,
 - les sels d'ammonium,
 - les poussières de surface remise en suspension [Hamilton & al., 1997, p. 4103].

3.1.2.- Dispersion des polluants dans l'eau et dans le sol

3.1.2.1.- Passage des polluants dans l'eau

A) Solubilité des métaux

Des expériences ont été menées par LEBRETON et THEVENOT [1992, pp. 35-44] sur le transfert des polluants métalliques issus des aérosols d'origine autoroutière dans le milieu aqueux : il apparaît que le zinc et le cadmium sont des métaux extrêmement mobiles (60 % de la quantité totale se solubilise en 5 minutes (dans les conditions de l'expérience, c'est-à-dire dans de l'eau pure de $pH \approx 6$, subissant agitation) ; le relargage (passage du milieu

solide au milieu liquide) augmente encore de 10 % (soit 65 % du total) pour le zinc lorsque l'eau contient du chlorure de sodium (NaCl), un acide ou que son pH est de 4. La teneur en cadmium représente environ 1,4 % de la teneur totale en zinc [LEBRETON et THEVENOT, 1992, p. 42].

Le plomb quant à lui, bien qu'il représente des quantités 2 fois supérieures à celle du zinc, se solubilise très peu (14 fois moins que le zinc après 1 h dans l'eau). D'autre part, « après une brève phase de « relargage » dans les premières minutes, il tend généralement (sauf à pH 4) à se réadsorber sur les particules en suspension » [LEBRETON et THEVENOT, 1992, p. 42].

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau jouent un grand rôle. Ainsi, au bout d'1 heure, 4 % du plomb passe en solution dans de l'eau pure de pH 6 ; 7 % si l'on y ajoute du NaCl ; 16 % avec de l'acide NTA (acide nitrilotriacétique) et enfin, 38 % si l'eau est à pH 4. On rappelle qu'à ce pH, le plomb ne se réadsorbe pas [LEBRETON et THEVENOT, 1992, p. 42].

B) Eaux de ruissellement

La charge annuelle de polluants dans les eaux de ruissellement des routes serait de 200 à 1200 kg/ha pour les particules, de 0,9 à 1,3 kg/ha pour le plomb et de 1,5 à 2,5 kg/ha pour le zinc [STRA, 1993, in RUBAN, n.d.].

D'après les résultats obtenus par HAMILTON & al. [1987, p. 367] sur les teneurs en métaux lourds d'un petit bassin près d'une route, les concentrations en métaux lourds dans les eaux de ruissellement sont essentiellement dû aux dépôts atmosphériques pour les routes où il passe moins de 30 voitures à l'heure. Pour un trafic de cet ordre, les autres processus : remise en suspension des particules et nettoyage de la route sont négligeables [HAMILTON & al., 1987, p. 368].

3.1.2.2.- Comportement des polluants dans le sol

A) Métaux lourds

Les résultats des expériences sur la solubilité des métaux dans l'eau correspondent bien aux observations effectuées sur le lessivage des métaux dans le sol, qui montrent que le plomb se concentre essentiellement dans les couches superficielles (0-10 cm), là où le système racinaire est le plus abondant [MALBREIL, 1997, p. 4] et où le plomb s'adsorbe sur les argiles et les matières organiques [CONTAT & al., 1991, p. 32].

Le cadmium, très mobile, est lessivé vers les horizons profonds où les teneurs augmentent [CERE-pha, 1992 ; BRGM, 1987 in MALBREIL, 1997, p. 4]. Ces observations sont en contradiction avec celles de WARD [1990, p. 400] (voir tableau 25).

Le zinc s'accumule dans l'horizon supérieur où il est principalement mobilisé sous forme de complexes organiques [MALBREIL, 1997, p. 4].

Profondeur En cm	Concentration												
	V vanadium	Cr chrome	Mn manganèse	Fe fer (en%)	Co cobalt	Ni nickel	Cu cuivre	Zn zinc	Br brome	Rb rubidium	Mo molybdène	Cd cadmium	Ce cérium
0 – 2	618	209	4172	2,4	31,9	314	46	940	190	120	7,1	9,1	136
2 – 4	303	94	2740	2,2	15,3	208	22	320	120	114	4,6	2,1	45
4 – 6	168	83	2810	2,3	16,2	167	20	418	93	119	4,8	1,0	39
6 – 8	122	88	2246	2,4	15,3	108	23	260	60	108	4,1	0,8	42
8 – 10	108	74	1890	1,9	14,0	55	28	140	28	112	3,6	0,7	36
10 – 20	104	73	1895	2,0	15,1	67	23	172	24	117	2,4	0,7	40

Source : WARD, 1990, p. 400.

Tableau 27 : Concentrations maximum en éléments (µg/g, poids humide) dans le sol bordant l'autoroute M25 (Angleterre) in WARD, 1990, p. 400.

Lorsque les teneurs en métaux (Pb, Zn, Cd) solubles sont faibles, les risques phytotoxiques sont exclus momentanément, mais la présence de ces métaux posent des risques à long terme. L'action des métaux lourds contenus dans le sol sur les végétaux, et les cultures notamment, dépend de l'espèce et les teneurs observées dépendent de l'organe des plantes contrôlées [STADELMANN, 1994, p. 9].

B) Hydrocarbures

Les hydrocarbures pénètrent assez rapidement dans les horizons superficiels du sol où ils sont retenus soit par insolubilisation, soit par fixation sur le complexe d'échange du sol. Ceci s'explique par le caractère hydrophobe des HAP qui limite leur lessivage vers les horizons inférieurs.

Les HAP s'accumulent donc dans la couche d'humus et la litière du sol, où l'activité biologique est maximale [BERTEIGNE & *al.*, 1988, résumé par SETRA-MAZOUÉ, 1994, annexe 4].

C) pH du sol

NEFTEL & *al.* [1991, *in* STADELMANN, 1994, p. 9] n'ont pas pu constater de baisse de pH des sols jouxtant une autoroute en fonction depuis 27 ans (Suisse).

D) Chlorure de sodium

Les concentrations de sel dans le sol sont notables jusqu'à 3 mètres environ de la chaussée, et surtout au niveau du terre-plein central : 5,5 fois plus (par rapport à un sol témoin) pour les chlorures, et jusqu'à 37 fois plus pour le sodium [SETRA-MAZOUÉ, 1994, p. 21].

Les chlorures et le sodium ont un comportement différents : les chlorures sont rapidement (dès la fin des salages, peut-être même pendant l'hiver) entraînés vers les couches profondes du sol (au delà de 40 cm de profondeur) alors que le sodium est plus abondant entre 10 et 40 cm [FAUCONNIER, 1974, *in* SETRA-MAZOUÉ, 1994, p. 29].

Un excès de sodium dans les sol provoque la désagrégation des structures du sol et le rend de moins en moins perméable [FAUCONNIER, 1974, *in* SETRA-MAZOUÉ, 1994, p. 21].

3.2.- Impact actuel de la pollution atmosphérique à proximité des autoroutes sur les végétaux

La partie qui suit doit beaucoup à Jean-Pierre GARREC. Outre la gentillesse de son accueil, il nous a fait profiter de ses connaissances et a mis à notre disposition d'importantes ressources bibliographiques.

Au sein de son équipe : le Laboratoire d'Etude de la Pollution Atmosphérique de l'INRA à Champenoux, près de Nancy, l'impact de la pollution atmosphérique le long des routes et autoroutes sur la végétation environnante a fait l'objet, en 1994, d'une synthèse bibliographique [PARMENTIER et GARREC, 1994].

Ne pouvant prétendre améliorer le travail effectué par des spécialistes, nous reproduisons ici, avec l'aimable autorisation de J.-P. GARREC, l'intégralité du chapitre qui porte le même nom que ce paragraphe.

Nous nous sommes simplement permis :

- ✓ de simplifier quelques termes parfois un peu trop ardues pour des non biologistes ou d'ajouter des définitions,
- ✓ de souligner les points qui nous semblent les plus importants (en gras),
- ✓ de modifier certaines phrases, parfois traduites un peu trop littéralement de l'anglais ou de l'allemand.

3.2.1.- Mode de contamination des végétaux

3.2.1.1.- Par voie aérienne

Après avoir traversé l'atmosphère et une couche d'air stable au voisinage du couvert végétal appelée couche limite, les polluants atteignent les feuilles.

Les polluants gazeux, comme les NO_x, l'ozone, le SO₂ pénètrent par les stomates³⁹ qui sont les sites des échanges gazeux des plantes vertes. Cette barrière franchie, ils accèdent à l'atmosphère interne de la feuille par la chambre sous-stomatique depuis laquelle ils se répandent dans les méats intercellulaires et les tissus internes de la feuille.

ARVIK et ZIMDAHL [1974] ont montré que des particules de plomb très fines pouvaient pénétrer dans les stomates, mais il est improbable que de grandes quantités de plomb pénètrent de cette manière et ce processus ne peut être responsable que d'une faible part de la contamination des feuilles par le plomb.

Les poussières, contenant les métaux lourds, s'accumulent sur les parties aériennes, particulièrement les feuilles, par le processus d'interception-déposition. Ce dépôt de surface des feuilles peut être qualifié de "pollution latente" car la cuticule⁴⁰ est considérée comme une barrière imperméable qui s'oppose à la pénétration dans les feuilles. Le dépôt peut, cependant, éventuellement pénétrer dans la plante, après sa dissolution qui va dépendre de l'intensité des épisodes humides et de leur acidité. Ainsi, la cuticule peut laisser passer des éléments comme le cobalt, le cuivre ou le manganèse [WARD, 1990b]. Quand les feuilles vieillissent, l'efficacité de cette barrière est altérée, il apparaît des micro fissures et des polluants qui restent normalement en surface peuvent facilement pénétrer. CHAMBERLAIN [1983] constate que des feuilles mortes accumulent plus de plomb que des feuilles vivantes, probablement à cause d'une dégradation des couches épidermiques qui permettent l'accession du plomb à un niveau interne.

Les particules métalliques déposées à la surface des feuilles ne pénètrent pratiquement pas à l'intérieur et elles peuvent être facilement lavées, soit de façon naturelle par la pluie, soit artificiellement.

LITTLE [1978] considère que le plomb résiduel qui n'a pas été entraîné par un lavage soit par de l'eau, soit par des acides dilués ou soit par des détergents, peut être lié à la cuticule de façon ionique ou s'être accumulé dans les fentes de la cuticule, et ne pas avoir réellement pénétré dans les feuilles.

FLANAGAN & al. [1980] ne réussissent à éliminer pratiquement tout le plomb et le zinc de la surface de feuilles de rhododendrons exposés en bordure de route à la circulation automobile, qu'en utilisant NH₄-EDTA qui est un chélateur⁴¹ très puissant. Le résultat obtenu par un lavage avec NH₄-EDTA est identique à celui qu'ils obtiennent lorsqu'ils effectuent un arrachage d'épiderme. Le plomb associé à la végétation, ainsi que le zinc, sont donc présents en tant qu'enduits inertes et dépôts superficiels.

Des techniques d'autoradiographie ont permis de mettre en évidence une absorption foliaire de l'isotope¹⁰⁹Cd et un transfert vers les parties jeunes [SETRA-MAZOUÉ, 1994].

Les projections salines et les brouillards ou poussières salés formés par le passage des véhicules et transportés par le vent, se déposent sur les parties aériennes des végétaux. Des opérations de pulvérisation de solutions salines avec recouvrement des pots par du cellophane pour éviter la contamination par le sol, montrent qu'il y a une absorption foliaire de NaCl et que pour être absorbés les sels doivent être dissous [GRATTAN & al., 1981]. La rosée et le brouillard après un épandage sont d'autant plus dommageables qu'ils solubilisent les sels séchés sur les feuilles et que ces sels pourront alors pénétrer au travers des cuticules. La pénétration par les stomates est très improbable de par la force de tension trop élevée qui devrait exister pour qu'une telle pénétration puisse se faire [SCHÖNHERR et BUKOVAC, 1972].

³⁹ **stomate** *nom masculin* - (grec *stoma*, -atos, bouche) - Appareil microscopique de l'épiderme des végétaux, percé d'un minuscule orifice (*ostiole*) et servant aux échanges gazeux [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, Cédérom].

⁴⁰ **cuticule** *nom féminin* - (latin *cuticula*) - Pellicule superficielle des tiges jeunes et des feuilles, contenant de la cutine [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, Cédérom].

⁴¹ Le chélate est un composé dans lequel un atome métallique est pris « en pince » entre des atomes électro-négatifs liés à un radical organique [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, Cédérom].

Les feuilles ne sont pas l'unique point de pénétration des polluants au niveau des parties aériennes. BUSHBOM [1968] montre que le bourgeon est aussi un point de pénétration de NaCl dans les plantes et HOFSTRA & al. [1979] soulignent que les bourgeons floraux sont encore plus sensibles que les bourgeons végétatifs. DIMITRI [1981] et PAUL et ROSE [1989] ajoutent les cicatrices foliaires, les lenticelles, les écorces et les blessures, comme points de pénétration des sels de déneigement. Dans le même ordre d'idée, FORGET & al. [1994] expliquent une concentration en manganèse plus élevée dans l'écorce que dans les cernes de *Picea pungens*, en partie par un dépôt direct de manganèse sur les écorces. En effet, bien que dans le site le plus exposé à la circulation automobile, la concentration en manganèse échangeable du sol soit supérieure à celle du site le moins exposé, les teneurs en manganèse des arbres ne sont pas différentes. Par contre, c'est l'écorce et le cerne le plus récent, qui contiennent, par rapport aux cernes plus anciens, le plus de manganèse.

3.2.1.2.- Par le sol

La contamination par le sol résulte de la présence des polluants qui ont été dispersés et qui se sont déposés sur le sol. Si les polluants se trouvent sous une forme utilisable par la plante, ils seront absorbés par les racines de la même façon que les plantes puisent leurs substances nutritives dans le sol. Une fois absorbés par les racines, ils pourront être transmis aux parties aériennes. Pour l'ensemble des métaux, les formes chimiques les plus toxiques, sont les formes solubles car elles sont plus biodisponibles et pénètrent mieux dans les organismes vivants.

L'absorption de plomb par les racines reste faible. D'autre part, il est généralement accepté que seulement une faible proportion du plomb absorbé par les racines est transporté vers les parties aériennes [JONES & al., 1973]. En effet, KOEPPE [1977] montre que si les racines en contact avec des sols fortement contaminés accumulent de grandes quantités de plomb, la majorité du plomb est liée à la surface des racines et que si le plomb est assimilé, la plus grande partie est immobilisée dans les racines sous la forme d'un complexe plomb-phosphate ou par la liaison aux parois cellulaires.

L'absorption du cadmium par les racines est la voie dominante d'autant que le processus d'absorption de ce métal est très efficace.

L'absorption par les racines des ions des sels de déneigement va dépendre de leur abondance dans le sol et des rapports entre eux. D'autre part, les racines peuvent jouer un rôle de régulateur en accumulant dans leurs tissus les ions, évitant leur accumulation dans d'autres parties du végétal, notamment les feuilles, constituant en cela, une des stratégies mises au point par les plantes pour résister à la salinité.

Les oxydes d'azote peuvent être absorbés par les plantes suite à un dépôt sur le sol et une assimilation par les racines, jouant dans ces cas là un rôle de fumure azotée. Une fois dans la plante, les oxydes d'azote sont réduits par le schéma métabolique classique d'assimilation de l'azote inorganique.

En règle générale, on peut indiquer que vis à vis de la pollution autoroutière, **le sol et les racines jouent un rôle de filtre efficace** et que **la contamination des végétaux provient avant tout des parties aériennes** (sauf pour les sels de déneigement), qui constituent souvent le début des chaînes alimentaires avec tous les problèmes que cela peut entraîner, en particulier au niveau de la santé humaine.

3.2.2.- Facteurs influençant la sensibilité des plantes

3.2.2.1.- Facteurs abiotiques de l'environnement des plantes

A) Facteurs climatiques

- *Le vent*

Lorsque la vitesse du vent augmente, l'épaisseur de la couche limite autour de la feuilles diminue et la résistante à la diffusion des polluants devient plus faible. Les polluants peuvent être absorbés par les stomates plus facilement. Il faut toutefois noter que le vent a aussi tendance à provoquer une fermeture des stomates pour limiter les pertes d'eau, ce qui contribue à diminuer l'absorption des polluants.

- *La lumière*

Le rôle prépondérant de la lumière est son influence sur le degré d'ouverture des stomates. L'intensité, la photopériode et la qualité de la lumière influencent l'activité physiologique de la plante. Il semble que cette action puisse conditionner la plante et modifier sa sensibilité.

- *La température*

En conditions naturelles, l'influence de la température est difficile à différencier de celle de la lumière. En conditions artificielles, il apparaît que la sensibilité de la plupart des plantes augmente avec la température pour être maximale vers 30-32°C.

- *Les précipitations et l'humidité relative*

Les précipitations permettent un lavage des végétaux et peuvent entraîner les éléments toxiques, s'ils sont solubles, vers les couches de sol plus profondes.

A l'inverse, en période humide, la végétation est plus sensible aux polluants qu'en saison sèche, d'une part parce que l'humidité permet une dissolution des dépôts de surface et leur pénétration à travers la cuticule et d'autre part parce qu'elle augmente le degré d'ouverture des stomates.

B) Facteurs édaphiques

- *L'alimentation minérale*

Il existe une grande incertitude dans la connaissance de l'influence de la nutrition minérale sur la sensibilité des plantes. Cependant, certains polluants comme NO_x et SO₂ pourraient suppléer à des déficits du sol et intervenir dans l'alimentation azotée et soufrée des plantes.

- *L'alimentation hydrique*

La réduction de l'alimentation hydrique conduit à court terme à une déshydratation de la plante, à une diminution de l'ouverture des stomates et à une réduction de l'absorption des polluants gazeux.

3.2.2.2.- Facteurs biologiques

Toutes les espèces d'un périmètre affecté par une pollution ne réagissent pas de la même manière aux polluants. Ce sont des facteurs intrinsèques aux plantes, morphologiques ou physiologiques, qui déterminent la résistance, la tolérance ou la sensibilité des plantes.

D'autres facteurs biotiques, liés à l'âge, au stade physiologique et à la présence de parasites ont été démontrés comme intervenant dans la sensibilité des plantes à la pollution.

A) Facteurs intervenant dans l'interception des polluants

- *La forme des feuilles*

Des feuilles larges (laitue), très découpées (persil, fenouil) sont des facteurs d'augmentation de la contamination.

- *L'épiderme*

Les particules émises sont mieux captées par les surfaces rugueuses ou gaufrées et la présence d'une pilosité qui favorise leur rétention que par les épidermes lisses ou recouverts d'une cuticule. Ainsi, pour un même site et une même exposition à la pollution automobile, les feuilles de *Terminalia catapa* qui sont rugueuses et larges accumulent environ deux fois plus de plomb que les feuilles de *Nerium oleander* qui sont lisses et larges [MADANY & al., 1990].

LITTLE [1978] constate que les surfaces des feuilles rugueuses ou chevelues peuvent collecter dix fois plus de plomb que les feuilles lisses.

Les feuilles de ronce collectent plus de plomb et de zinc que les feuilles de rhododendron car elles sont velues alors que les feuilles lisses et cireuses de rhododendron permettent à une plus grande quantité de plomb d'être lavée par la pluie. A l'inverse, ce sont les tiges de rhododendron, parce qu'elles sont velues, qui accumulent plus de poussières que la ronce [FLANAGAN & al., 1980].

La rugosité des plantes et des couverts végétaux agit sur la vitesse de dépôt.

- *La fréquence des stomates*

L'augmentation du nombre de stomates est autant de sites supplémentaires permettant la pénétration des polluants. SHARMA [1987] remarque qu'en atmosphère polluée, à proximité d'une autoroute en Inde, les feuilles de cannabis diminuent la fréquence des stomates, ce qui constitue une adaptation écologique de protection des tissus de la plante contre les gaz polluants qui pénètrent par les stomates.

- *La chimie de surface*

La quantité et la chimie des cires épicuticulaires détermine les propriétés de mouillabilité et donc de rétention des solutions aqueuses par les surfaces. Par exemple, la cuticule épaisse des feuilles de peuplier noir provoque la chute des solutions salines sous forme de gouttelettes lorsque les branches sont agitées [DIMITRI, 1981].

Les aiguilles de pin et d'épicéa sont riches en terpènes, ce qui augmentent leur adhésivité. Elles accumulent les substances nocives à leur surface.

La concentration en lipides des plantes influence la concentration en hydrocarbures aromatiques polynucléaires (HAP) des tissus végétaux. Au cours d'une étude effectuée dans le centre d'une ville américaine dont l'intensité du trafic est moyen, SIMONICH et HITES [1994] ont prélevé des échantillons qui diffèrent par leur

contenu en lipides. Il s'avère que ce sont les tissus contenant le plus de lipides qui montrent également les teneurs en HAP les plus importantes : **les cires cuticulaires sont de très bons accumulateurs des composés organiques, des HAP notamment.**

B) Facteurs intervenant sur l'absorption des polluants

Les stomates d'une plante soumise à une atmosphère polluée réagissent par leur fermeture afin d'accroître la résistance de la plante.

Chez les plantes résistantes, la fermeture des stomates est rapide et efficace. Chez les plantes sensibles, au contraire, la réaction est lente et de faible amplitude ce qui provoque un surcroît d'absorption.

C) Facteurs intervenant sur la capacité de tolérer, d'assimiler et de tamponner le polluant absorbé

L'aptitude d'une plante à supporter une atmosphère polluée n'est pas exclusivement liée à des facteurs structuraux ou à sa capacité à limiter ses échanges gazeux. Les mécanismes physiologiques permettant de résister à un polluant mettent en jeu un grand nombre de cibles cellulaires.

D) Age et stade physiologique

La sensibilité des feuilles aux polluants varie selon l'âge du tissu foliaire. Chez les dicotylédones⁴², les feuilles atteignent leur plus grande sensibilité lorsque leur développement est maximal. A ce stade, les stomates sont pratiquement tous fonctionnels et il apparaît des espaces intercellulaires. Par contre, chez les jeunes feuilles, les stomates sont présents en grande quantité, mais ne sont pas tous fonctionnels : les échanges gazeux sont donc limités, ce qui confère à la feuille une plus grande résistance.

Les stades de croissance rapide et de forte activité métabolique semblent correspondre aux périodes au cours desquelles les plantes sont les plus sensibles. Un grand nombre de plantes agricoles présentent une sensibilité maximale pendant les premières semaines de développement [GUDERIAN & al., 1985]. KAMMERBAUER & al. [1986] montrent que la sensibilité des pousses d'épicéa aux gaz d'échappement diffère selon leur stade de développement. Une exposition de 30 minutes, en enceinte fermée, provoque un brunissement immédiat des jeunes pousses. Avec des pousses plus âgées, le même brunissement est observé, mais après un délai. Paradoxalement, dans les premiers stades de développement, le bourgeon n'est pas altéré et poursuit un développement normal.

Lors du stade de la floraison-fécondation, les plantes sont également très vulnérable.

E) Maladies et parasites

Les atteintes parasitaires peuvent affecter l'intensité des effets de la pollution. Généralement, on observe une protection des plantes contre les effets des polluants. L'effet protecteur est limité à la partie infectée. Il pourrait résulter d'une dérégulation du fonctionnement des stomates qui limiterait les échanges gazeux [BONTE, 1993].

3.2.2.3.- Durée d'exposition

Outre la concentration en polluant de l'atmosphère, la durée d'exposition à ce polluant est en relation avec la charge à laquelle est soumis le végétal.

⁴² Dicotylédones : classe de plantes angiospermes dont la graine contient une plantule à deux cotylédons, présentant des feuilles généralement horizontales, aux nervures ramifiées et aux faces différentes, et des fleurs dont la symétrie est souvent d'ordre 5 (Plus de 300 000 espèces) [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, Cédérom].

Chez le rhododendron, les tiges collectent plus de poussières que les feuilles, non seulement à cause de la présence de poils mais aussi parce qu'elles ont une période de croissance plus longue. De la même façon, les tiges de rhododendron se chargent plus en poussières que celles de ronce – entre autres – parce que les tiges de rhododendron débutent leur période de croissance plus tôt au printemps, ce qui allonge la période pendant laquelle elle sont exposées [FLANAGAN & *al.*, 1980].

3.2.3.- Effets de la pollution sur la végétation

3.2.3.1.- Dommages visibles

Seules quelques descriptions de dommages visibles à proximité des autoroutes sont rapportées par des travaux.

SHARMA [1987] constate que des signes de chlorose et de nécrose, suggérant des dommages aux tissus mésophylliens⁴³ des feuilles, apparaissent sur des plants de *Cannabis indica* qui poussent le long des autoroutes.

A l'échelle d'un peuplement forestier, l'utilisation et l'analyse de photographies aériennes, a permis de mettre en évidence, dans la limite de 200 m par rapport à l'autoroute, un niveau de défoliation des épicéas supérieur au bruit de fond [EKSTRAND, 1994].

Une étude préliminaire sur le périphérique parisien fait apparaître dans les chambres à atmosphère ambiante des nécroses, flétrissements et dessèchements des feuilles sur *Acer platanoïdes* (platane) et *Coryllus avellana* (noisetier). Sur des rosiers plantés depuis un an au bord du périphérique et non inclus dans un open-top (chambre à ciel ouvert), on observe des lésions telles que des nécroses foliaires, de nombreuses feuilles sèches, des décolorations foliaires et des brûlures des tiges [MAIRIE DE PARIS-PAJOT, 1994].

Des symptômes peuvent être provoqués artificiellement par fumigation des épicéas avec des gaz d'échappement de voitures (500 ppm de NO_x, 300 ppm de HC, 2% en volume de CO). Une semaine après une fumigation de 20 min., les pousses de l'année présentent un brunissement et perdent leurs aiguilles ; les pousses des années précédentes ont de petites taches brunes [ZIEGLER-JÖNS & *al.*, 1990]. KAMMERBAUER & *al.* [1986] décrivent, si la fumigation dure une heure, des aiguilles qui deviennent gris-vert. Deux à quatre jours après la fumigation, la couleur tourne au brun et après une semaine les aiguilles commencent à tomber. Si la fumigation ne dure que 30 min., les jeunes pousses brunissent immédiatement, les vieilles pousses plus tardivement, puis les aiguilles tombent. L'utilisation d'un pot catalytique diminue l'intensité des dommages visibles dus aux gaz d'échappement.

Apparemment, peu de données concernent des symptômes visuels près des autoroutes sur la végétation naturelle, peut-être parce que la charge en polluant n'est pas suffisante pour induire des dégâts sur des plantes qui ne seraient pas particulièrement sensibles. Par contre, lorsque du trèfle, très sensible à l'ozone, est disposé à proximité de l'autoroute, il présente, en plus de symptômes chlorotiques, des spots de nécrose caractéristiques de l'ozone [PLEIJEL & *al.*, 1994]. D'un autre côté, BRAULT & *al.* [1994] n'observent aucun symptôme de toxicité du manganèse sur des haricots dans un site très exposé à la pollution automobile. Les auteurs recherchent du manganèse car le MMT est le substitut antidétonant utilisé dans l'essence canadienne en remplacement du plomb.

Ces absences de symptômes ont poussé certains auteurs à rechercher des moyens de détection précoce des effets des échappements des véhicules à moteur.

ZAERR et SCHILL [1991] ont déterminé des modifications dans des chromatogrammes HPLC d'extraits au méthanol d'aiguilles d'épicéas fumigés avec des gaz d'échappement mais qui ne présentent pas de symptômes visibles. Quatre mois après la fin des traitements, aucune plante ne montre de symptômes visibles. DERUELLE

⁴³ Le mésophylle constitue, au niveau du limbe, la partie moyenne de la feuille, entre les épidermes [BOULLARD, 1998, p.241].

[1983] souligne que chez les lichens, les modifications physiologiques nécessitant une détection expérimentale sont plus précoces que les effets visibles (décoloration des thalles et nécroses).

Si pour la pollution automobile peu de données sont disponibles, par contre, la littérature concernant les sels de déneigement est abondante et les symptômes bien décrits, particulièrement sur la végétation ligneuse [ROSE, 1988 ; PAUL et ROSE, 1989]. Il est possible de distinguer les symptômes dus à une absorption de sel par les racines et les symptômes dus à des projections salines.

- *Absorption racinaire du sel*

Chez les espèces à feuilles caduques, on observe une décoloration marginale et apicale des feuilles qui s'étend ensuite entre les nervures. Les tissus atteints sont toujours séparés des tissus verts et sains par une fine ligne jaune. Les feuilles finissent par se nécroser, se recroqueviller et tomber. Les nécroses et les chutes de feuilles ne sont pas des symptômes caractéristiques et peuvent être confondus avec ceux d'une sécheresse ou d'une carence potassique. On peut également observer un dépérissement des pousses terminales, une apparition prématurée des colorations automnales des feuilles, leur chute et finalement la mort de l'arbre.

Chez les conifères, l'apex⁴⁴ jaunit ou brunit, puis se nécrose. La nécrose progresse vers la base de l'aiguille qui peut ensuite tomber.

- *Projections salines*

Les projections salines dues au passage à grande vitesse des véhicules et atteignant de grandes distances (>100 m) sont considérées comme la principale cause de dégâts.

Sur les conifères, les dommages visibles apparaissent à la fin de l'hiver; sur les feuillus, ils apparaissent seulement lorsque la croissance printanière et la floraison débutent [LUMIS & al., 1973].

Chez les arbres et arbustes à feuilles caduques, on remarque la mort d'une partie des bourgeons et un retard dans l'apparition des feuilles. Certaines branches peuvent en être totalement dépourvues. Après un hiver, les branches mortes sont remplacées par de nouvelles pousses issues de bourgeons non atteints par le sel. Après plusieurs hivers, les nouvelles pousses deviennent de plus en plus courtes et se localisent à la base de la tige. La ramification qui résulte de ce schéma de croissance en touffes est appelée « balai de sorcière ».

Chez les résineux à feuilles persistantes, les aiguilles d'un an prennent une coloration brun-rougeâtre à partir de l'extrémité des aiguilles. La partie brune est nettement séparée de la partie en bonne santé. Les aiguilles plus âgées tombent prématurément, affectant les capacités photosynthétiques des arbres. On observe aussi sur les branches qui reçoivent les projections salées un dessèchement et la mort des bourgeons. La branchaison peut être modifiée : les branches sont de plus en plus courtes, clairsemées voire totalement absentes en cas de dommages importants.

Il faut souligner qu'en cas de projections salines, les symptômes visibles se manifestent avec plus de sévérité du côté exposé à la route et aux embruns, et la partie de l'arbre la plus affectée se situe entre 0 et 2 m de hauteur [BEAUDOIN, 1992].

3.2.3.2.- Modifications morphologiques

Seule une étude portant sur des plants de *Cannabis indica* poussant près des autoroutes en Inde rapporte des observations concernant les modifications de la morphologie des feuilles [SHARMA, 1987].

La fréquence des stomates diminue en réponse au stress induit par l'autoroute, indiquant ainsi une adaptation écologique en vue de protéger les tissus des plantes contre les gaz polluants.

⁴⁴ **apex** - nom masculin - Pointe, sommet d'un organe animal ou végétal [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, Cédérom].

La fréquence, la longueur et la ramification des trichomes⁴⁵ augmentent dans les sites pollués. Les trichomes constituent une protection isolante et évitent les augmentations de température à la surface des feuilles. D'autre part, ils captent les particules et les poussières. En zone polluée, ils ont d'ailleurs une base élargie leur permettant de résister à une charge plus forte en poussières.

Enfin, les ondulations de l'épiderme diminuent de façon à exposer une moins grande surface à la pollution environnementale [SHARMA, 1987].

3.2.3.3.- Effets sur la croissance et le développement

Tous les stades de développement des plantes sont affectés par la pollution résultant de l'activité des véhicules à moteur et/ou par l'utilisation des sels de déneigement

Il ne va pas sans dire que tous les processus de développement ont une base physiologique et que c'est elle qui constitue la véritable cible des polluants lorsqu'ils pénètrent dans les plantes. Les effets sur la croissance et le développement des plantes doivent donc être considérés comme des altérations de leur physiologie.

A) Germination des graines

Des plants de *Lolium perenne*, mis à germés dans des sols prélevés à la même profondeur mais à différentes distances d'une autoroute montrent une différence significative de la germination [SPENCER et PORT, 1988]. Lorsque le sol prélevé était distant de 6 m des bas-côtés, 87% des graines de trèfle germent. Avec un sol prélevé à 0,6 m, il n'y a plus que 58% de germination. D'après le protocole expérimental, cette différence est due non pas aux conditions atmosphériques mais aux conditions de sol, sur lesquelles influent les retombées atmosphériques, et donc à une accumulation dans le sol de polluants ayant une action phytotoxique sur la germination.

Les conditions de sol près des autoroutes n'affectent pas systématiquement la germination de graines avec lesquelles on les teste. En effet, les tests de germination réalisés par le CERE-Pha [1992] avec des lixiviats de sols prélevés à différents endroits en bordure de l'A36, montrent que, quel que soit le site, il n'y a pas de phytotoxicité des sols sur la germination.

Des travaux ont été menés dans le but d'examiner la germination et la croissance, en atmosphère non polluée, de plantes obtenues à partir de graines récoltées en bordure d'axes de circulation urbains (pas en zone rurale). Quoi qu'il en soit, il est intéressant de noter que :

- 1- la pollution atteint le potentiel de germination des graines, les graines germent moins bien [MAHMOOD et IQBAL, 1989],
- 2- les plantes issues de ces graines sont de moins bonne qualité : diminution de la longueur des racines, du diamètre, du nombre et de la surface des feuilles et du poids sec des plants [SIDDIQUI et IQBAL, 1994]. Ces effets sont sûrement dus à des altérations de la qualité des graines lors de leur formation (moins de réserves...).

B) Croissance végétative

Les conditions en bordure d'autoroute ne sont pas les conditions idéales pour la croissance des plantes et des réductions de croissance sont souvent observées.

Les plants de cannabis réduisent leur croissance végétative. Ils ont des feuilles plus petites avec des pétioles plus courts [SHARMA, 1987].

De même, FLÜCKIGER & al. [1978a] constatent que les feuilles de plantes en pots (frêne, peuplier, bouleau, cornouiller, chèvrefeuille et chêne) qui poussent au niveau du terre-plein central sont plus petites que celles des plants en bordure de l'autoroute, elles-mêmes plus petites que celles des plants du site contrôle situé à 200 m de l'autoroute.

⁴⁵ Trichome – Ensemble de poils qui tapissent la surface d'un organe végétal [BOULLARD, 1988, p. 371].

LAWREY et HALE [1979] montrent que seule la croissance des thalles juvéniles de lichens est affectée par un taux de pollution important (en comparaison avec les observations du site témoin, peu pollué). La croissance des thalles plus grands n'est pas modifiée en réponse à la pollution, ce qui indique qu'une fois que les thalles ont atteint une taille minimale, leur tolérance au stress augmente. L'étude souligne que la réponse de croissance des lichens varie selon leur âge et leur taille : les jeunes thalles nouvellement établis sont les plus sensibles aux perturbations environnementales. Les expériences basées uniquement sur l'observation de gros thalles peuvent n'apporter aucune indication et il est préférable d'utiliser diverses variétés de thalles (dans le cas d'observations de croissance).

Des touffes de mousse, *Polytricum formosum* Hedw., qui sont transplantées près d'une route présentent une croissance réduite, due à un effet négatif de NO_x mais aussi certainement à une action en synergie avec d'autres polluants [BELL & al., 1992].

Des arbres en bordure de route diminuent la surface et la longueur de leurs feuilles [BHATTI et IQBAL, 1988].

La croissance des nouvelles pousses chez le sapin de Norvège est réduite de 25% en bordure d'autoroute par rapport au contrôle [KAMMERBAUER & al., 1987a].

Les sels de déneigement sont connus pour induire une réduction générale de la croissance. Les organes sont plus petits et moins nombreux [HENDRICKX et PAUL, 1981]. ECKSTEIN & al. [1976] montrent que non seulement la croissance du peuplier et du marronnier d'Inde est diminuée sur la longueur, mais également sur la croissance annuelle en épaisseur. Des érables qui absorbent les eaux de ruissellement chargées en sels d'une route présentent des anneaux de croissance plus serrés et la croissance de leurs pousses est réduite [SIMINI et LEONE, 1986]. Les pousses de pins blancs soumis aux projections salines sont plus courtes du côté exposé à la route [SIMINI et LEONE, 1986].

Il est en fait difficile d'attribuer à un polluant particulier la responsabilité de la réduction de la croissance, d'autant plus qu'il a été montré que la croissance des feuilles peut être réduite par des vents forts ou soufflant en rafales [FLÜCKIGER & al., 1978a]. D'autre part, pour le plomb, il est considéré qu'aux concentrations rencontrées au voisinage des grands axes de circulation, il n'y a pas d'effets sur la croissance des plantes [SETRA-MAZOUÉ, 1994].

Ce sont donc des conditions environnementales globales qui provoquent ces réductions de croissance près des autoroutes.

C) Fécondation - floraison - fructification - rendements

Des grains de pollen de tabac fixés sur des plaques et exposés le long d'une autoroute présentent une diminution significative des taux de germination et de croissance des tubes polliniques [FLÜCKIGER & al., 1980]. Le taux de germination passe de 70 % à 200 m de l'autoroute à 50% à 50 m et 40% au niveau du terre-plein central. La longueur des tubes polliniques passe respectivement de 280 μm à 90 μm puis 70 μm . Des expériences de laboratoire ont montré que les gaz d'échappement étaient responsables de ces inhibitions, avec une dominance pour les NO_x .

LUMIS & al. [1973] signalent chez les arbres florifères (qui portent des fleurs) les plus sensibles, une floraison très éparse voire absente du côté des arbres exposés aux embruns salins. Cette altération de la floraison est due à un effet des sels de déneigement sur les bourgeons floraux avant leur développement.

Des pêchers cv. Loring en bordure d'une autoroute fréquentée et traitée de façon répétitive avec du NaCl comme sel de déneigement souffrent de mortalité des pousses et diminuent fortement leur production de fruits [NORTHOVER, 1987]. A 120 m de l'autoroute, les arbres produisent 91,4 kg de fruit par arbre, 37,5 kg à 40 m et seulement 0,3 kg à 20 m, soit une réduction de 99% de la production en l'espace de 100 m. Si la quantité de fruits produits par arbre augmente avec la distance, par contre, le poids moyen d'un fruit calculé sur la base du poids de 50 fruits, diminue, passant de 181 g à 40 m à 126 g à 120 m. L'augmentation du poids et de la taille des fruits est classiquement une contrepartie de la diminution de leur nombre. La production de pêches est inversement corrélée avec les teneurs en Na^+ et Cl^- des tissus, indiquant une phytotoxicité directe des ions. A cela peut s'ajouter une résistance au froid amoindrie par NaCl, comme cela a été montré pour le lilas et le

pommier, rendant de ce fait les bourgeons plus sensibles aux basses températures. NaCl pulvérisé par le trafic routier et transporté vers les vergers adjacents est considéré, dans ce cas, comme le facteur principal non seulement des dommages mais aussi de la baisse de production.

Les ions Na^+ provoquent des désagréments, l'augmentation de la pression osmotique du sol par les sels, les modifications des rapports nutritifs et l'accumulation des ions Na^+ et Cl^- en quantités nocives dans le sol. Cela se traduit par un compactage du sol qui diminue la conductivité et l'aération du sol et qui est à l'origine de pertes de rendements. Na^+ élimine les ions nutritifs, et les remplace sur les colloïdes du sol, ce qui peut entraîner un appauvrissement des sols. JONES [1978] constate en effet que les teneurs en potasse diminuent au fur et à mesure qu'on se rapproche de la route. Outre ces effets, l'augmentation de NaCl dans le sol exerce aussi une influence sur les micro-organismes du sol et leurs activités, notamment la décomposition des matières organiques et la formation de l'humus.

Une synthèse bibliographique consacrée au effet de l'ozone, suivie d'application au cas de l'Ile-de-france, souligne que l'ozone peut entraîner des chutes des rendements agricoles pouvant aller jusqu'à 30% [ARPARIF-CHAUVIN, 1994]. Il est cependant impossible d'extrapoler ces résultats à l'impact d'une autoroute sur les cultures avoisinantes, sans mesures expérimentales.

D) Sénescence

Des plants en pots de quelques arbres et arbustes (bouleau, frêne, chêne, chèvrefeuille, cornouiller et *Hippophae rhamnoides*) montrent une sénescence précoce qui se traduit par une ablation de feuilles significativement en avance [FLÜCKIGER & al., 1979]. Le frêne s'avère particulièrement sensible car dès le 14 octobre il a perdu pratiquement toutes ses feuilles lorsqu'il est au niveau du terre-plein central et environ 70% lorsqu'il est sur les bas-côtés, alors qu'au site contrôle moins de 40% des feuilles ont chuté. Il est évident que les conditions associées au trafic routier sur l'autoroute sont responsables de cet effet.

3.2.3.4.- Effets sur la physiologie

A) Polluants gazeux

▪ Régulation stomatique et échanges gazeux

Il est connu que la concentration en CO_2 est un des facteurs qui influence l'ouverture des stomates, une faible concentration provoquant leur ouverture et une forte leur fermeture.

Des études sur des clones de peuplier, soumis en chambre à des fumigations avec des gaz d'échappement, montrent une résistance à la diffusion plus basse que pour le contrôle, donc des stomates qui restent ouverts [FLÜCKIGER & al., 1978b]. Leur capacité à réguler les mouvements de fermeture et d'ouverture est inhibée par des composants des gaz d'échappement. Des expériences en plein-champ, à proximité d'une autoroute, confirment cette possibilité d'action des gaz d'échappement sur les stomates. En effet, la résistance à la diffusion des plantes qui poussent près de l'autoroute est diminuée par rapport à celles qui poussent à 200 m le phénomène étant particulièrement marqué aux heures chaudes de la journée. Les stomates restent anormalement ouverts et se ferment lorsque la température s'élève, ce qui provoque une transpiration excessive qui peut être dommageable pour les plantes (stress hydrique).

Les études sur les épicéas placés en atmosphère polluée par les gaz d'échappement [KAMMERBAUER & al., 1986] et le sapin de Norvège placé pendant dix semaines à 5 m d'une autoroute [KAMMERBAUER & al., 1987a], montrent également que les capacités de régulation des stomates sont altérées. Par contre, à l'inverse du peuplier, la résistance stomatique chez les deux résineux est augmentée. Cette augmentation de la résistance stomatique est responsable de la diminution de la transpiration.

La réduction de la conductance stomatique entraîne également une diminution de l'assimilation du CO₂ (photosynthèse) chez les plantes exposées à la circulation automobile. La pollution automobile n'a pas seulement un effet sur la photosynthèse via l'ouverture-fermeture des stomates ; elle provoque aussi des altérations des capacités photosynthétiques (métabolisme intracellulaire).

KAMMERBAUER & al. [1987a] montrent chez des sapins exposés à la pollution, une diminution, de 22% de la vitesse maximale de carboxylation par rapport aux témoins. Cette diminution pourrait résulter soit d'une déficience en Mg²⁺, soit d'une acidification du cytoplasme par les NO_x, conduisant tous les deux à une baisse de l'activation de l'enzyme.

Des plants d'épicéa sont fumigés en conditions artificielles avec des gaz d'échappement, de façon à obtenir beaucoup de dégâts visibles et enregistrer des changements physiologiques [KAMMERBAUER & al., 1986]. Une exposition de 15 min. sans pot catalytique conduit à des changements de coloration des aiguilles et une réduction très importante du taux d'assimilation du CO₂. Des calculs font apparaître que la capacité de carboxylation de la RuBisCo⁴⁶ (compétition pour la réaction entre O₂ et CO₂ en faveur de O₂) et comme les capacités de régénération du ribulose biphosphate⁴⁷ diminuent, altérant ainsi la photosynthèse. L'augmentation du point de compensation en CO₂ en atmosphère polluée, confirme la réduction de capacité de carboxylation de la RuBisCo mais renseigne aussi sur des atteintes au niveau de la respiration. Les résultats sont confirmés par une autre étude qui détermine en plus, grâce à l'utilisation de filtres sélectifs, que les effets toxiques peuvent être attribués principalement à la fraction NO_x [KAMMERBAUER & al., 1987b].

ZIEGLER-JÖNS & al. [1990] font pousser des épicéas sur lesquels ils réalisent des expériences de fumigation avec des gaz d'échappement, suivant un protocole particulier : pendant les fumigations, des branches sont encloses dans des sacs plastiques et sont protégées d'un contact direct avec les polluants. Les stomates ainsi que les capacités photosynthétiques mésophylliennes sont perturbés pour les branches fumigées. Par contre, la photosynthèse des branches protégée par le plastique reste inchangée. Les polluants agissent donc directement sur les tissus en pénétrant par les stomates et il n'y a pas d'effet systémique, c'est-à-dire de transfert dans la plante entière, puisque des aiguilles non exposées sur un arbre endommagé restent saines. Les branches peuvent donc individuellement aux polluants indépendamment les unes des autres.

▪ Effets sur les surfaces

L'exposition d'épicéas et de pins, aux émissions des véhicules à moteur accélère la corrosion et la fusion des cires épicuticulaires en forme de tubules des aiguilles [SAUTER et PAMBOR, 1989]. Cette accélération de la dégradation des cires cause une occlusion des stomates responsable d'une sénescence précoce des aiguilles (sur des arbres sains, le phénomène est naturel : la dégradation des cires cuticulaires augmente avec l'âge des aiguilles). D'autre part, l'obstruction des stomates inhibe la transpiration et la photosynthèse, ce qui a des effets secondaires sur les plantes. On peut attribuer une diminution de l'importation des sels minéraux par le flux de transpiration à l'inhibition de la transpiration, qui peut provoquer des déficiences nutritionnelles. L'inhibition de la photosynthèse diminue la fourniture en assimilats qui n'influence pas seulement la croissance des tiges mais a aussi un impact sur la croissance des racines et sur la mycorrhization. L'occlusion des stomates peut avoir des répercussions à très longue distance (dans le temps et l'espace). SAUTER et PAMBOR [1989] ont montré que **dans les polluants des gaz d'échappement, les hydrocarbures peuvent être tenu pour responsables de la fusion des cires cuticulaires, qui sont connues pour être de bons capteurs d'hydrocarbures.**

Un autre effet de surface observé en liaison avec les autoroutes est l'acidification de la surface des feuilles par rapport au site contrôle à 15 km FLÜCKIGER-KELLER & al., 1979]. Les feuilles de troènes et de bouleaux placés soit au niveau du terre-plein central, soit à 200 m de l'autoroute répondent aux émissions de l'autoroute

⁴⁶ La ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase oxygénase (RuBisCO), appelée aussi « protéine blanche », est l'enzyme responsable de l'assimilation du dioxyde de carbone. C'est la protéine la plus abondante sur la Terre [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1995, Cédérom].

⁴⁷ La ribulose biphosphate carboxylase (RuBPCase) est une des plus importantes et des plus abondantes protéines contenues dans les feuilles. Elle agit à la fois comme catalyseur et comme réserve ; elle catalyse la fixation photosynthétique du CO₂ et intervient dans l'assimilation des nitrates [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1995, Cédérom].

par une diminution du pH de leurs surfaces, qui s'accroît proportionnellement à la durée d'exposition. Des résultats obtenus en laboratoire n'ont pas permis de déterminer si l'acidité à la surface des feuilles était provoqué par les poussières ou les polluants gazeux. D'autre part, il semble possible que la plante soit activement impliquée dans la neutralisation de l'acidité des gaz d'échappement car les pH intracellulaires des plantes près de l'autoroute sont moins acides que les pH au point de contrôle. Les pH des feuilles et les pH de surface des feuilles évoluent en sens opposé.

Il faut souligner que cette acidité de surface est d'autant plus dommageable que la pénétration des polluants à travers la cuticule s'en trouve facilitée.

▪ *Autres effets observés*

Des activités biochimiques associées à la sénescence précoce des plantes sont détectées [FLÜCKIGER & al., 1979]. Ainsi, les plants près de l'autoroute montrent une activité peroxydase anormalement élevée dès le mois de juillet. Cette activité élevée est un signe indiquant une sénescence précoce.

Un gradient de contenu en acide ascorbique (vitamine C) et β -carotène des feuilles de persil est observé en fonction de la distance à l'autoroute [FLÜCKIGER et FLÜCKIGER-KELLER, 1978]. Suivant les mois, la teneur en β -carotène peut être réduite de 38% à 53% en bordure d'autoroute par rapport à une distance de 200 m, et la teneur en vitamine C de 6% à 23%. **L'autoroute a donc une influence négative sur les qualités nutritionnelles du persil.**

La teneur en acides aminés libres dans les feuilles de jeunes bouleaux au bord de l'autoroute est plus élevée d'environ 50% par rapport à celle des plants à 40 m, celle des phénols plus basse de 12%, celles des chlorophylles a et b plus élevées de 20%, celle des β -carotènes plus basse de 53%, celle des sucres plus haute de 20% et celle de la vitamine C plus basse de 34% [FLÜCKIGER & al., 1978c].

Des mesures d'activité peroxydasique et de contenu en ATP⁴⁸ de chloroplastes obtenus à partir de feuilles de maïs ayant poussé à différentes distances de l'autoroute montrent que l'activité peroxydase est augmentée et que la synthèse d'ATP est inhibée lorsqu'on se rapproche de l'autoroute [FLÜCKIGER & al., 1978d].

L'éventail de substances dont les concentrations changent ou d'activités enzymatiques modifiées en bordure d'autoroute, suggère que la physiologie complète des plantes est touchée par les conditions environnementales de l'autoroute.

B) Particules, poussières et métaux.

THOMPSON & al. [1984] mesurent de 1,5 à 2 mg/m² de poussières, contenant entre autre des métaux, sur des feuilles de *Viburnum tinus* qui poussent sur le terre-plein central de l'autoroute M4, dont le trafic est d'environ 80 000 véhicules par jour.

L'étude de WARD et SAVAGE [1994b] sur une grande gamme de végétaux indique par ordre décroissant les contenus en plomb :

herbes (pâturages) > herbes aromatiques > légumes > céréales > fruits.

De même, IGWEBE & al. [1992] montrent sur leurs essais que les légumes accumulent plus de plomb et de cadmium que les fruits.

Si l'on tient compte à la fois des quantités de plomb accumulées et des effets engendrés (teneurs en chlorophylles), alors, parmi les céréales, le maïs s'avère plus tolérant que le blé, lui-même plus tolérant que le sorgho [SAXENA & al., 1991].

D'après les mêmes auteurs, quelle que soit la céréale (maïs, blé ou sorgho), le modèle d'accumulation de plomb suivant les organes est le suivant :

feuille > inflorescence > tige > racine > graine

⁴⁸ **Adénosine triphosphate (ATP)** - Nucléoside dont les dérivés phosphorés jouent des rôles importants dans le métabolisme énergétique [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, Cédérom].

Les travaux de DAS & al. [1989] sur six arbustes et quatre herbes montrent que pour le plomb, le cuivre, l'aluminium, le zinc et le fer, les contenus des feuilles sont supérieurs à ceux des tiges, eux-mêmes supérieurs à ceux des fleurs. Pour le cadmium et le nickel, les contenus des tiges sont supérieurs à ceux des feuilles qui sont supérieurs à ceux des fleurs.

L'explication de cette différence entre les métaux provient de modes de contamination différents. Les premiers sont des contaminations de surface par dépôt alors que Cd et Ni peuvent être absorbés par les racines. Ils n'atteindraient pas les feuilles et les fleurs car ils formeraient des complexes immobiles dans les tiges. IGWEBE & al. [1992] confirment que le cadmium peut être assimilé par les racines des plantes mais qu'il peut également être transporté aux parties comestibles. Ainsi, un lavage n'entraîne qu'une faible proportion du cadmium dosé chez la tomate (20%), mettant en évidence la présence du métal dans le fruit et pas seulement en surface.

Même si certains contaminants comme le cadmium sont assimilés, la majorité des poussières ne sont en fait qu'une contamination de surface qui peut être diminuée par des lavages qui permettent de réduire la charge en éléments toxiques des produits consommés par l'homme (voir tableau 26).

Lorsque les oranges et les pamplemousses sont pelés, la paille du blé enlevée ou les arachides décortiquées, les concentrations en plomb des parties consommées sont faibles, de 0,15 à 0,25 mg/kg, et inférieures aux normes européennes [FONER, 1987].

Les végétaux ligneux sont capables d'accumuler dans les écorces et les cernes de bois des métaux lourds liés à la circulation automobile :

TSURUMI [1989] trouve que des écorces de cèdre prélevées près des autoroutes ont des concentrations plus élevées en Li, Na, K, Mg, Ca, Ai, Fe, Mn et Pb.

FORGET & al. [1994] montrent que les concentrations moyennes en Mn issues de la circulation automobile sont plus importantes dans l'écorce (32,5 ppm) et les cernes de bois les plus récents (15 ppm) que dans le reste du xylème⁴⁹ (2,4 ppm).

Selon MARTIN et COUGHTREY [1982], il existe une relation entre la teneur en métal des écorces de *Robinia pseudoacacia*, *Tilia cordata* et *Acer platanoides* et la densité du trafic routier.

Du fait de leur caractère superficiel, les effets recensés aux abords des autoroutes et liés aux particules et aux poussières sont dus à leur accumulation sur les surfaces et sont des effets physiques plutôt que chimiques.

▪ Colmatage des stomates

Le diamètre moyen des particules émises par les échappements des voitures se situe entre 3 et 30 µm [THOMPSON & al., 1984]. Ces particules sont capables d'obstruer les stomates, ce qui va influencer la diffusion des gaz.

UHOUDHARI et IQBAL [1991] remarquent qu'au niveau du site de contrôle, un plus fort pourcentage de stomates est ouvert par rapport au pourcentage de stomates bouchés au niveau du site pollué, ce qui est à mettre en relation avec les niveaux de pollution.

Si des poussières sont appliquées alors que les stomates sont ouverts, la résistance à la diffusion des polluants augmente du fait de l'augmentation du nombre de stomates bouchés [THOMPSON & al., 1984].

Les échanges gazeux sont altérés par le colmatage des stomates : la photosynthèse et la respiration sont réduites.

⁴⁹ **xylème** [ksi-] nom masculin - Tissu végétal, formé de cellules vivantes, de fibres et de vaisseaux, constituant le bois [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, Cédérom].

Références bibliographiques	Elément	Végétal		% éliminés par lavage avec de l'eau (sauf * avec un détergent, et ** avec un chélateur).	
WARD et SAVAGE, 1994b	Pb	Légumes	Haricot	15	
			Brocoli	80	
			Chou	63	
			Chou-fleur	61	
			Oignon	29	
			Panais	36	
			Epinard	78	
			Chou de Bruxelles	48	
		Fruits	Tomate	75	
			Raisin	82	
			Fraise	88	
		Herbes aromatiques	Mélisse	49	
			Romarin	42	
			Estragon	45	
		Pâturages		42	
FONER, 1987	Pb	Laitue		50	
FLANAGAN & al., 1980	Pb	Rhododendron		Jusqu'à 50 ; ≈ 40* ; 75**	
	Zn			< 10 ; 40* ; 40**	
WARD, 1990a	Pb	Ray-grass + trèfle + « flatweed »		≈ 30	
IGWEBE & al., 1992	Pb	Fruits	Tomate	67	
	Cd			20	
	Pb		Raisin	60	
	Cd			52	
	Pb	Grenade	60		
	Cd		46		
	Pb	Légumes	Epinard	40	
	Cd			36	
	Pb		Pomme de terre	73	
	Cd			41	
	Pb		Oignon	54	
	Cd			57	
Source : PARMENTIER et GARREC, 1994, p. 37.					

Tableau 28 : Pourcentages d'élimination par lavage des contaminations de surface par les métaux issus de la circulation autoroutière

- *Diminution de la transmission de la lumière*

Les poussières forment un écran sur les feuilles : le flux de lumière pouvant atteindre les sites de photosynthèse est réduit. Des mesures de transmission de la lumière montrent que le coefficient de transmission des radiations photosynthétiquement actives diminue avec la charge en poussières [THOMPSON & al., 1984].

La photosynthèse est réduite par un effet « d'ombrage » : la formation d'un écran. La réduction de la photosynthèse des feuilles en bordure d'autoroute apparaît comme la résultante d'un ombrage dû aux poussières sur les faces supérieures des feuilles et d'un obstacle à la diffusion des gaz dû aux poussières sur les faces inférieures des feuilles, là où se trouvent la majorité des stomates.

- *Interférence avec les mécanismes de fermeture des stomates*

Dans ce cas, les stomates sont maintenus ouverts au-delà de leur degré normal d'ouverture. Les échanges gazeux entre les feuilles et l'atmosphère, notamment la photosynthèse, augmentent [COLWILL & al., 1982].

- *Augmentation de la température des feuilles*

Seule une faible part des radiations globales absorbées par les feuilles des plantes est utilisée pour la photosynthèse. Le reste est converti en chaleur sensible qui va influencer la balance énergétique et la température des feuilles. ELLER [1977] montre sur des rhododendrons qui sont disposés à 2,5 m d'une route, que dans la zone de longueur d'onde 700-1350 nm, l'absorption des radiations par les feuilles poussiéreuses est plus que doublée par rapport aux feuilles propres du site contrôle. Pour les longueurs d'onde inférieures à 700 nm, il n'y a pas de différence. De plus, pour les valeurs au-dessus de 700 nm, la réflectivité des feuilles poussiéreuses est réduite de 20% par rapport aux feuilles propres. ELLER [1977] constate également que la température des feuilles poussiéreuses est de 2 à 4°C plus élevée que celle des feuilles propres.

Cette augmentation de température est causée par une absorption plus que doublée des radiations infrarouges.

C) Sels de déneigement

Parce qu'ils sont une cause du dépérissement des arbres d'alignement en ville, les effets des sels de déneigement sur la physiologie des végétaux sont bien connus. Dans le voisinage des voies de circulation (bordures et terre-pleins centraux des autoroutes) les plantes sont exposées à :

- 1- La détérioration des propriétés du sol,
- 2- L'augmentation des concentrations en ions Na^+ et Cl dans les sols,
- 3- L'effet du contact aérien du NaCl .

- *Effet osmotique*

Par augmentation de la pression osmotique des sols à cause de l'accumulation d'ions, les sels de déneigement provoquent une diminution de l'alimentation en eau : outre la diminution de leur croissance, les plantes sont plus vulnérable à la sécheresse.

- *Effet nutritionnel*

Un excès de NaCl dans le sol peut provoquer des déséquilibres nutritionnels pour la plante. Na^+ rentre en effet en compétition avec K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} au niveau de l'absorption par les plantes et la fixation sur les colloïdes du sol. Ces carences en éléments nutritifs conduisent à un sous-développement des racines. Soit la plante s'adapte et réduit le développement des parties aériennes, soit elle ne s'adapte pas et présente en période de

forte évapotranspiration, une sécheresse physiologique. Il existe également des antagonismes entre l'absorption de Cl^- et celle de NO_3^- , HPO_4^{2-} et SO_4^{2-} , nécessaires aux végétaux.

- *Effets sur les échanges gazeux*

Les sels réduisent l'activité photosynthétique d'une part, et augmentent la respiration des tissus d'autre part [HAMEL, 1976 in HENDRICKX et PAUL, 1981].

- *Effets sur les stomates*

Les sels interfèrent avec le fonctionnement normal des stomates : aux heures chaudes, ils restent ouverts au lieu de se fermer pour que la plante ne perde pas son eau. Il en résulte une perte excessive d'eau et des dommages semblables à ceux causés par la sécheresse.

- *Effets cellulaires*

Des concentrations élevées en Cl^- suppriment ou limitent certaines activités enzymatiques ainsi que la synthèse de chlorophylle [BUTTON et PEASLEE, 1966 in HENDRICKX et PAUL, 1981].

Les sels interfèrent avec les hormones de croissance [GALE, 1975 in HENDRICKX et PAUL, 1981].

Les ions Na^+ et Cl^- affectent la stabilité des membranes cellulaires [SUOFF 1975 in HENDRICKX et PAUL, 1981]. Les sels éliminent l'action protectrice des sucres et réduisent la résistance au froid.

3.2.3.5.- Relation avec les pathogènes

Il est reconnu que les plantes se développant dans des zones fortement polluées sont plus sensibles aux attaques des insectes. Les autoroutes ne font pas défaut à cette constatation.

Des expériences de plein-champ consistant à placer, le long d'une autoroute et à 300 m, des pots de *Viburnum Opulus* et à infecter les plantes avec des pucerons, ont été réalisées [BOLSINGER et FLÜCKIGER, 1984]. Deux semaines après l'infection, le nombre de pucerons sur les plantes devient significativement différent. L'utilisation de chambres disposées le long de l'autoroute mettent à disposition de l'air ambiant et de l'air filtré. Après trois semaines, la population de pucerons en air ambiant est significativement plus élevée que celle en air filtré. La conséquence classique de cette forte densité de population et que les pucerons ne se limitent plus aux extrémités des pousses, mais commencent à envahir les jeunes feuilles non étalées. Avec le haricot comme plante-hôte, le phénomène est identique : les populations en air ambiant sont supérieures aux populations en air filtré [BOLSINGER et FLÜCKIGER, 1987].

Si l'on considère l'infection naturelle de plants d'aubépine, non seulement elle est plus importante [FLÜCKIGER et OERTLI, 1978a] mais elle démarre aussi plus tôt qu'au site contrôle [BRAUN et FLÜCKIGER, 1984a]. Cette précocité s'explique entre autres par le fait la population de pucerons du bord de l'autoroute dérive de l'éclosion des œufs situés sur place alors qu'au site contrôle, la population est initiée par des individus ailés.

Plusieurs explications possibles ont été apportées pour expliquer la surabondance des pucerons aux abords des autoroutes :

1 - Une diminution des prédateurs

Il semble que près de l'autoroute, l'activité des ennemis qui sont capables d'attaquer les nouvelles colonies de pucerons soit réduite. En effet, des observations montrent que le nombre d'ennemis naturels est faible par rapport au nombre de pucerons et que certaines populations de prédateurs disparaissent complètement du terre-plein central et des bas-côtés [BRAUN et FLÜCKIGER, 1984a]. D'autre part, la présence d'ennemis au printemps est un facteur essentiel pour maintenir une population de pucerons à un niveau bas [JUTER et KELLER, 1977]. Or, les prédateurs trouvés sont des espèces qui se développent tard dans la saison [BRAUN et FLÜCKIGER, 1984a], ce qui diminue encore leur efficacité.

2 - Une modification de la plante-hôte

A ce sujet, deux séries de facteurs peuvent avoir des répercussions sur la plante-hôte. Ce sont d'une part, les gaz d'échappement et d'autre part, la sécheresse et les sels de déneigement.

Des plants de viorne et de haricot sont placés dans des chambres en bordure d'autoroute de façon à bénéficier de l'air ambiant ou d'un air filtré [BOLSINGER et FLÜCKIGER, 1989]. Après 59 jours pour l'arbuste et 34 jours pour le haricot, la sève du phloème est récoltée et analysée pour les sucres et les acides aminés. L'analyse de la sève du phloème⁵⁰ de feuilles excisées révèle une augmentation de pratiquement tous les acides aminés, due à la pollution de l'air ambiant. Le contenu en azote total de feuilles d'aubépine est également augmenté en atmosphère air ambiant [BRAUN et FLÜCKIGER, 1985], avec une augmentation relative de la glutamine (acide aminé), forme principale de transport. SPENCER & al. [1988] montrent aussi qu'il existe une corrélation positive entre le nombre de pucerons et l'azote total et l'azote soluble de feuilles de *Lolium perenne*, soulignant l'importance de cet élément pour les pucerons. Ces augmentations peuvent être dues à un apport supplémentaire d'azote à partir des NO_x que les plantes peuvent utiliser.

Les plantes en bordure d'autoroute sont couvertes de poussières contenant notamment du zinc qui est un élément important pour les pucerons [BRAUN et FLÜCKIGER, 1985].

La pulvérisation d'une solution saline sur des plants d'aubépine, tout comme une sécheresse modérée, entraîne une augmentation des populations de pucerons [BRAUN et FLÜCKIGER, 1984b]. Une sécheresse légère comme celle qui a été appliquée, accélère la sénescence et rend les plantes plus acceptables pour les pucerons. L'analyse de la sève du phloème des plants soumis aux embruns salins révèle une augmentation des sucres et de la plupart des acides aminés. L'asparagine et la glutamine (des acides aminés) augmentent de 400% par rapport au contrôle.

Les résultats des expériences menées par FLÜCKIGER et ses collaborateurs suggèrent que les augmentations des populations de pucerons dans les terre-pleins centraux et les accotements des autoroutes, ne sont pas le résultat d'un seul mais de plusieurs facteurs en interaction. Ces facteurs ont pour conséquence une diminution de l'efficacité des ennemis des pucerons et des changements biochimiques des plantes-hôtes, causés par les gaz d'échappement, les sels de déneigement et une sécheresse, qui modifient leurs qualités nutritives vis à vis des pucerons.

MOREAU [1989] propose d'autres explications à ce phénomène de pullulation de pucerons le long des autoroutes.

Les pucerons émettent des substances gazeuses (hydrocarbures légers de type β -farnésène et d'autres sesquiterpènes) qui leur servent de substances d'alarme et de défense. En atmosphère polluée, ces substances peuvent catalyser les transformations des oxydes d'azote en acide nitrique et du dioxyde de soufre en acide sulfurique. Les terpènes seraient détruits lors de ces réactions. Il s'ensuivrait que la concentration en phéromone d'alarme serait maintenue à de faibles niveaux, ce qui permettrait aux colonies aphidiennes d'atteindre des densités de population inhabituelles.

A l'inverse des infestations de pucerons, des observations menées pendant trois ans sur des jeunes chênes en pots, montrent que les attaques par le champignon pathogène *Microsphaera alphitoides* (oïdium) sont moins importantes en bordure de l'autoroute qu'à 200 m de distance [FLÜCKIGER et OERTLI, 1978b]. Des recherches plus poussées pendant la saison de végétation 1977 démontrent qu'en juillet il n'existe pas encore d'infection sur les plants au niveau du terre-plein central. En octobre, les attaques ne couvrent que 15% du feuillage dans la bande centrale, alors que sur les plants témoins, elles atteignent 80% des feuilles.

La corrélation qui existe entre la charge en polluants et la force des attaques parasitaires en fonction de la proximité de l'autoroute, laisse supposer aux auteurs qu'il y a une influence directe de la pollution autoroutière sur l'apparition des champignons.



Fin de la partie reprise de PARMENTIER et GARREC, 1994.

⁵⁰ Phloème : synonyme de « liber », tissu conducteur de la sève élaborée [BOULLARD, 1988, p. 226].

Dans ce paragraphe concernant les effets de la pollution sur la végétation, il nous semble que les hypothèses d'une étude réalisée dans le Pays Basque espagnol doivent figurer dans cette synthèse bibliographique.

Les conclusions de cette étude, menée sur l'influence des autoroutes sur le *Pinus radiata*, sont les suivantes [MESANZA et CASADO, 1994, pp. 125-130] :

Des stations de *Pinus radiata* montrant des symptômes de détérioration ont été localisées le long des autoroutes. Ces dégâts cependant, ne sont pas différents de ceux observés dans d'autres sites, non influencés par les autoroutes. Paradoxalement, les stations situées près des autoroutes sont celles qui se sont le moins dégradées entre les observations de 1989 et 1990. Pour expliquer ce phénomène surprenant, MESANZA et CASADO [1994, p. 128] émettent l'hypothèse suivante : l'action fertilisante de CO, NO₂ et NO₃, issus des échappements des voitures ainsi que l'action protectrice, sur *Pinus radiata*, des fumées des voitures contre les pathogènes expliqueraient l'action positive des autoroutes [MESANZA et CASADO, 1994, p. 130].

Ainsi, la pollution automobile, comme dans la relation chêne/champignon pathogène *Microsphaera alphitoides* évoquée un peu plus haut, a peut-être une action bénéfique sur certaines espèces et dans certaines conditions (sécheresse dans le cas présent) ; mais il ne s'agit pour l'instant que d'une hypothèse, basée sur des observations d'une année seulement, qui doivent donc être confirmées.

On peut en effet imaginer que malgré une influence positive momentanément, les polluants entraînent à long terme des dysfonctionnements qui ne peuvent pas être pris en compte dans une étude courte, comme la réduction des capacités de régénération de l'espèce par exemple.

3.3.- Impacts de la pollution sur la faune des bords de routes

Le thème des impacts de la pollution automobile sur les animaux a été le sujet de quelques travaux ; mais il ne s'agit pas d'un grand courant de recherche. Il est vrai aussi que, sans négliger cet aspect, notre recherche bibliographique n'était pas axée précisément sur ce thème.

Nous disposons cependant de quelques résultats. Il est à noter que la plupart des travaux portent sur les concentrations de plomb dans les animaux des bords de routes.

L'effet de barrière créé par les routes pour la faune ne fait pas partie, bien entendu, des impacts provoqués par la pollution automobile ; il nous semble cependant important de rappeler ici, que les animaux écrasés représentent de loin la première cause de mortalité liée aux transports routiers.

3.3.1.- Les animaux vivant sur les accotements des routes

D'une manière générale, la taille et la mobilité des animaux déterminent leur dépendance vis-à-vis des accotements [HAMILTON et HARRISON, 1991, p. 284].

3.3.1.1.- Les oiseaux

La mobilité des oiseaux indique une dépendance minimum pour les habitats des bas-côtés, à certaines exceptions près :

- Pendant la saison des amours, certains oiseaux dépendent des ressources qu'ils tirent de leur territoire ; d'autres oiseaux nichent au sol ce qui entraîne, pour les uns comme pour les autres des périodes de résidence relativement élevées sur les accotements,
- Certains oiseaux migrateurs vivent de façon saisonnière dans les bas-côtés,
- Les importantes concentrations en petits rongeurs attirent les espèces prédatrices vers les accotements,
- Enfin, dans les milieux urbains et dans certains milieux ruraux, certains pigeons (*Columbia livia*) sont des habitants permanents des bordures de route. Ils ont été étudiés pour surveiller la pollution par le plomb [HAMILTON et HARRISON, 1991, p. 284].

3.3.1.2.- La microfaune

Les animaux qui représentent la plus grande part des résidents permanents des accotements sont les petits mammifères, spécialement ceux qui vivent dans de petits terriers et ceux qui restreignent volontairement leur activité aux accotements des routes et autoroutes, ces derniers constituant des milieux attractifs pour eux.

En effet, pour certaines espèces, la végétation des accotements est attractive, généralement à cause des hautes herbes qui offrent de bonnes cachettes, notamment pour la nidification. De ce fait, certains états des Etats-Unis, surtout dans la région des prairies, considèrent les accotements comme des aires significatives de nidification pour le canard, le faisan et pour la reproduction des lapins. Il est alors interdit, durant certaines périodes, de couper l'herbe afin de ne pas compromettre la reproduction des espèces [HAMILTON et HARRISON, 1991, p. 285].

Couverture végétale	Animaux
Herbes denses	Petits mammifères herbivores, granivores ou insectivores
Rangée de grands arbres sur couvert herbeux	Perchoir pour les oiseaux prédateurs de petits mammifères et pour les oiseaux insectivores. Ces derniers se contentent également de perchoirs moins grands : clôtures, buissons.
Les reptiles prédateurs s'adaptent à tous les types d'habitats.	
Source : HAMILTON et HARRISON, 1991, p. 285.	

Tableau 29 : Associations entre un type de couverture végétale et des animaux

3.3.1.3.- Apport de l'écologie du paysage

Concernant la relation vie animale/bord de route, l'écologie du paysage est une discipline qui peut apporter beaucoup d'informations. L'écologie du paysage étudie l'organisation du paysage et son fonctionnement. Dans ce cadre, on considère que le paysage est formé d'une **matrice** (élément de plus répandu, « fond » du paysage), de **taches** (bosquet, parcelle en friche, îlot boisé, etc.) et enfin, de **corridors** (éléments linéaires du paysage comme les ripisylves⁵¹, les réseaux de haies ou de routes, c'est ce qui nous intéresse ici). L'écologue du paysage étudie – entre autres – l'impact de la structure du paysage sur la répartition et le comportement des espèces animales. Il recherche également à déterminer quels aménagement anthropiques sont nuisibles pour quelles espèces. Dans ce cadre, les fossés et les bandes herbeuses des bords de routes sont considérés comme des couloirs de circulation pour différentes espèces [FISCHESSER et DUPUIS-TATE, 1996, p. 270-273].

⁵¹ La ripisylve est constituée par les arbres qui bordent les rivières.

Ce petit aparté a été introduit pour informer le lecteur intéressé par la faune des bords de route de l'intérêt qu'il y aurait à effectuer des recherches parmi les références bibliographiques de cette discipline, ce que nous n'avons pas fait, faute de temps et parce que ce thème se situe à la limite de notre sujet.

3.3.2.- Les concentrations en métaux lourds dans les populations animales vivants aux bords des (auto)routes

3.3.2.1.- Les espèces sauvages

PAUKERT [n.d., p. 241] a étudié les teneurs en plomb dans les poils de lièvre commun vivant à proximité de l'autoroute Prague-Brno (près de Pruhořice – ex-Tchécoslovaquie).

Les poils (3 pincées par sujet) sont récoltés sur les lièvres tirés lors des chasses d'automne, et situés à 500 m maximum de l'autoroute dans les zones découvertes, et à 1 km maximum dans les secteurs boisés.

		1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978
Autoroute	Trafic x 1000	2 750	3 520	4 590	4 940	3 770	4 530	3 290
	Nombre de lièvres	91	67	36	107	56	52	31
	Plomb en µg/g de matière sèche	3,9	7,7	5,5	9,1	8,9	5,3	4,8
Localité témoin	Nombre de lièvres	0	0	45	31	35	0	50
	Plomb en µg/g de matière sèche	0	0	3,0	3,0	3,3	0	3,0
Source : PAUKERT, n.d., p. 242.								

Tableau 30 : Taux de plomb (en µg/g de matière sèche) dans les poils du lièvre commun vivant en bordure d'autoroute

Les résultats (voir tableau 28) montrent que les poils de lièvre vivant au voisinage des autoroutes contiennent 3 fois plus de plomb que ceux des zones témoins. « *Les hausses et les baisses des valeurs du plomb [ne sont] pas toujours directement proportionnelles à l'intensité du trafic automobile (voir années 1973 et 1977). [Les] précipitations semblent y jouer un rôle important, notamment les précipitations de mars à septembre ; en effet dans la région étudiée les années 1975 et 1976 étaient très sèches tandis que les années 1974 et 1977 très pluvieuses.*

[Cette] hypothèse est plausible, car les plantes nourricières sont massivement contaminées par voies aériennes (contamination de surface, interne par l'intermédiaire des stomates) et seulement peu par le sol intoxiqué (par l'intermédiaire des racines). Ces plantes peuvent donc être plus ou moins décontaminées par des pluies abondantes et fréquentes. Ces pluies contribuent aussi à l'autoépuration de l'atmosphère et diminuent le danger de l'absorption par voies respiratoires.

La pollution de l'environnement et des plantes nourricières du lièvre ne dépend pas seulement de l'intensité du trafic, mais aussi [de la pente de l'autoroute]. Tandis que dans la région de Pruhořice, où l'autoroute traverse une plaine unie, les valeurs du plomb dans les poils des lièvres variaient de 3,9 à 9,1 µg/g dans la zone contaminée et de 3,0 à 3,3 µg/g dans la localité témoin, dans la région de Zbraslav au sud-est de Prague, où l'autoroute, moins fréquentée que celle près de Pruhořice, présente une pente assez importante, les valeurs du

plomb [sont] de 32,0 µg/g (33 lièvres contrôlés) au voisinage de la route et de 11,0 µg/g (31 lièvres) dans la zone-témoin. » [PAUKERT, n.d., p. 241].

L'augmentation du trafic et la pente de l'autoroute aggravent donc la contamination ; au contraire, des précipitations abondantes la diminuent.

FOSSE & al. [n.d., p. 259] ont étudié la concentration en plomb de la microfaune des bords d'(auto)routes. Les dosages ont été effectués dans le foie et les reins de 4 espèces les plus abondantes :

- campagnol roussâtre,
- mulot sylvestre,
- musaraigne pygmée,
- musaraigne couronnée.

Sur les 80 animaux analysés, toutes espèces confondues, seuls deux individus capturés en septembre ne présentent aucune contamination, ni du foie, ni des reins. Sur quinze autres individus, aucune teneur en plomb n'a été décelée pour un des deux organes (10 valeurs nulles pour le foie, 5 pour les reins). Ceci montre donc un taux de contamination élevée puisque 78,7 % des micro-mammifères étudiés sont contaminés par le plomb dans les deux organes analysés [FOSSE & al., n.d., p. 259].

Tendances observées par les auteurs :

Il n'a pas été mis en évidence de relation directe et significative entre le trafic routier et le degré de contamination de la microfaune étudiée.

Les résultats obtenus montrent en revanche une bonne corrélation entre le régime alimentaire des espèces capturées et leur taux de contamination : les musaraignes, carnivores, sont en moyenne plus fortement contaminées que les mulots sylvestre (granivores) et les campagnols roussâtres (omnivores).

D'autre part, la présence d'une couverture boisée en certains sites expliquerait la moindre contamination des micromammifères qui y sont capturés.

Enfin, aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre le degré de contamination des animaux et d'autres paramètres tels que l'âge et le sexe, la typologie des sites [FOSSE & al., n.d., p. 259].

3.3.2.2.- Les espèces domestiques

WARD et SAVAGE [1994a, p. 185] ont mesuré les teneurs en métaux (brome, cadmium, chrome, cuivre, manganèse, nickel, plomb, sélénium, vanadium et zinc) dans le sang et les poils ou la laine d'animaux broutants (moutons, chevaux, alpagas⁵²) dans des pâturages jouxtant le périphérique de Londres (M25).

Pour les moutons : Il apparaît que la laine des animaux pâturant à proximité de l'autoroute montre des taux légèrement supérieurs à ceux des animaux témoins.

La concentration de plomb dans le sang est par contre très bien corrélée ($r = 0,89$) à l'exposition aux émissions des véhicules [WARD et SAVAGE, 1994a, p. 187-188].

Pour les chevaux et les alpagas : Les animaux pâturant près de l'autoroute ont des taux de plomb et de cadmium élevés par rapport aux animaux non exposés. Bien que les résultats soient un peu plus variés en ce qui concerne l'analyse des poils, il apparaît également que l'influence de l'autoroute est significative [WARD et SAVAGE, 1994a, p. 189].

L'existence d'une corrélation entre les concentrations de plomb dans le sang des animaux et dans les poils ($r = 0,69$ pour les chevaux et $r = 0,74$ pour les alpagas) suggère aux auteurs que l'assimilation des métaux chez les animaux pâturant en bordure d'autoroute doit se faire par voie respiratoire et/ou par l'ingestion d'herbe contaminée et de fraction de la surface du sol [WARD et SAVAGE, 1994a, p. 189].



⁵² **alpaga** nom masculin - (espagnol *alpaca*, mot péruvien) - Ruminant voisin du lama, domestiqué en Amérique du Sud pour sa longue fourrure laineuse [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, Cédérom].

4.- CONCLUSION : LES CHOIX TECHNIQUES ET METHODOLOGIQUES

4.1.- Avancement des travaux et protocole de recherche prévu pour les sites Alpins

4.1.1.- Introduction

4.1.1.1.- Présentation du projet

L'estimation des impacts de la pollution automobile sur les écosystèmes en vallée de montagne nécessite la mise en relation de trois éléments :

- le trafic, son évolution et les émissions induites ;
- la santé globale des espèces végétales des vallées ;
- les niveaux de polluants.

L'étude spécifique aux Alpes s'articulera suivant quatre étapes :

1. La première consistera en une mise en évidence de la pollution dans les vallées, par l'intermédiaire de mesures directes et l'utilisation de bioindicateurs, qui, outre leur rôle d'indication de la pollution, peuvent nous renseigner sur l'impact de la pollution sur les végétaux.
2. La deuxième étape est une analyse de l'évolution du trafic.
3. La troisième étape est une estimation des émissions induites par ce trafic.
4. Enfin, une synthèse finale mettra en relation les informations recueillies concernant les trois éléments sus-cités.

4.1.1.2.- Considérations préalables

Nous considérons que les campagnes de mesures destinées à démontrer le lien entre la pollution automobile et ses effets sur la végétation devront être concentrées sur la vallée de la Maurienne. En effet, le trafic dans la vallée de Chamonix est important depuis l'ouverture du tunnel du Mont-Blanc (1961). Des mesures de pollution sont effectuées par l'association Air des deux Savoie, des études sur la circulation dans cette vallée ont déjà été menées par le laboratoire [COLOMB, 1993] et des travaux utilisant des méthodes de bioindication ont été menés dans la vallée [VILLARD et MOREL, 1993 ; Thèse de Nancy MARCOUX, 1997]. Ces informations seront récupérées et traitées. En revanche, le trafic dans la vallée de la Maurienne est amené à subir des modifications régulières (hausse du trafic de transit notamment) du fait de l'achèvement de l'A43, autoroute aboutissant au tunnel du Fréjus (ouvert en 1981). Cette situation en Maurienne nous incite à centrer l'analyse sur cette vallée.

4.1.2.- Analyse de la pollution dans les vallées

Ces analyses doivent nous permettre de dégager des informations concernant le long terme, pour dégager une tendance, mais aussi du court terme (étude d'épisodes types de pollution).

4.1.2.1.- Analyse à long terme

Les mesures de polluants réalisées en divers points de la vallée de Chamonix par l'association Air des deux Savoie permettent d'avoir une estimation de l'évolution de la pollution dans la vallée. Des mesures de poussières ont également été réalisées dans les deux vallées par Marie-Pierre VANIAUD (Association Air des deux Savoie).

A) Les données disponibles

Des études de bioindication ont été menées dans la vallée de Chamonix par Hervé VILLARD et Stéphane MOREL en 1993, et par Nancy MARCOUX (dans le cadre d'une thèse). Ces travaux nous servent de base de réflexion en ce qui concerne l'impact de la pollution atmosphérique sur la végétation.

B) Méthode des mesures réalisées

Une campagne de relevés lichéniques a été réalisée durant l'été 1997 dans la vallée de la Maurienne. Le traitement des informations est en cours. Les relevés ont été opérés suivant la méthode de VAN HALUWYN et LEROND. Ces relevés ont été réalisés selon trois transects déterminés en travers de la vallée du fait de sa grande longueur (environ 100 km) et de son encaissement, qui nous empêchait de mettre en place un maillage. Les transects nous permettent d'avoir une information suivant les versants de la vallée. Le choix des stations de relevés a été organisé en fonction de l'altitude (un relevé tous les 100 m).

La saisie d'une base de données relationnelles reprenant les informations des relevés a été effectuée à l'aide du logiciel Access. La base de données est organisée en quatre tables. Les trois premières tables sont spécifiques à chaque étude (vallée de la Maurienne dans ce cas), la dernière contient des renseignements généraux sur les lichens (non spécifiques de la vallée). La première table recense les informations concernant les sites où les relevés ont été opérés (informations topographiques et écologiques). La deuxième recense les arbres et leurs caractéristiques où ont été opérés les relevés. La troisième table concerne les informations liées aux espèces lichéniques rencontrées. Une dernière table permet de mentionner les renseignements généraux sur les lichens (acidité, etc.). Cette base de données nous permettra de dégager des relations spatiales existant entre les divers relevés. Ces relations spatiales ont pour but d'explicitier la présence ou l'absence de lichens en fonction de considérations écologiques. Les effets topographiques seront ainsi mis en évidence, afin de pouvoir isoler les effets de la pollution sur l'apparition ou la disparition d'espèces lichéniques. La création d'échantillons permettra de réaliser des opérations statistiques (probabilistes et analyse de données) pour mettre en évidence des régularités. Ce travail est réalisé par une étudiante en maîtrise de géographie (Cécile TREBUCHON).

D'autres analyses seront réalisées à partir des relevés lichéniques. L'indice de pollution atmosphérique (IAP de LEBLANC et DE SLOOVER) sera réalisé. Il est également envisagé d'appliquer la méthode d'HAWKSWORTH et ROSE pour estimer les niveaux de dioxyde de soufre (SO₂).

C) Campagnes de mesures envisagées

► CAMPAGNES DE BIOINDICATION

La réalisation d'une campagne de relevés lichéniques est envisagée dans la vallée de Chamonix durant l'été 1998, reprenant la méthode initiée pour la vallée de la Maurienne, c'est à dire suivant trois transects, avec saisie des informations dans une base de données, afin de bénéficier de comparaisons entre les deux vallées.

Outre les relevés lichéniques, une campagne d'estimation de la pollution par l'ozone sera réalisée durant l'été 1998 dans les deux vallées. **Des plants matures de tabac sensibles à l'ozone (variété Bel W3) et non sensibles (Bel B) seront utilisés.** Les campagnes débuteront courant juin 1998. Les plants de tabac seront disposés suivant des transects définis en collaboration avec Jean-Pierre GARREC. Il a été décidé de ne pas suivre les transects utilisés pour les relevés lichéniques du fait du nombre trop important de plants qu'il faudrait utiliser. Ces plants seront posés et un relevé du dommage foliaire sera réalisé une fois par semaine. Pour reconnaître les jeunes feuilles des autres, des morceaux de laine de couleur seront posés sur les feuilles en

fonction de leur âge (les effets de l'O₃ sur les feuilles varient en fonction de l'âge de la feuille). Les relevés hebdomadaires permettront un suivi dans le temps de l'évolution des niveaux d'ozone. Un couplage de la campagne « tabac » avec la pose de tubes à diffusion passive captant l'O₃ est envisagé pour caler la réponse des feuilles de tabac. Ce choix a été fait sur proposition de Mme PERSONNAZ (ASCOPARG). Il est en effet judicieux d'avoir un plan d'échantillonnage commun entre bioindication et mesures directes.

► MESURES DE POLLUANTS

Outre la campagne de mesure de l'O₃ à l'aide de tubes à diffusion passive, des mesures de dioxyde d'azote (NO₂) et de monoxyde de carbone (CO) à l'aide de tubes à diffusion passive sont envisagées. La méthodologie d'échantillonnage n'est pas encore décidée, cependant il est intéressant de limiter les mesures des deux derniers polluants à proximité des axes routiers.

La mesure d'autres polluants (composés organiques volatiles, hydrocarbures polycycliques aromatiques, poussières, benzène, fumées noires, métaux) sera envisagée en accord avec le programme « Pyrénées » (mesures réalisées par M. BONTE du laboratoire 64, Pau) pour rendre possibles des comparaisons entre les deux massifs.

4.1.3.- Evolution du trafic et émissions

Une étude a déjà été réalisée par le Laboratoire de la Montagne Alpine dans la vallée de Chamonix [COLOMB, 1993] et sera actualisée. Une étude plus poussée sera réalisée dans la vallée de la Maurienne, du fait de la forte variation du trafic estimée grâce à la mise en service progressive de tronçons autoroutiers jusqu'au tunnel du Fréjus (A43). Un mémoire de maîtrise (Christophe ARIOLI) est en cours sur le sujet.

4.1.3.1.- Etude de l'évolution du trafic

La première étape consiste à recueillir les données concernant le trafic. Des comptages au tunnel du Fréjus, sur la Route Nationale 6 et l'A43 ont été récupérés auprès de la Société Française du Tunnel Routier du Fréjus (SFTRF), la société autoroutière AREA et la Direction Départementale de l'Équipement de la Savoie.

La deuxième étape consiste à différencier deux types de trafic : le trafic interne à la vallée d'une part, et le trafic de transit. La dissociation des véhicules légers et de poids lourds est également réalisée, en vue d'estimer les émissions.

L'analyse des données recueillies permettra dans un premier temps de dégager la tendance générale et les variabilités de l'évolution des trafics et de déterminer des scénarios d'évolution du trafic dans le futur, puis d'aboutir à une estimation des émissions des véhicules.

4.1.3.2.- Estimation des émissions

En accord avec Mme PERSONNAZ (ASCOPARG), la méthodologie utilisée par le CITEPA [CITEPA, 1997, Inventaire d'émissions dans l'atmosphère dans le cadre des plans régionaux pour la qualité de l'air] pour la réalisation de cadastres d'émissions pourrait être appliquée à une échelle plus fine, convenant mieux à notre terrain d'étude.

4.1.4.- Synthèse

La mise en relation des informations obtenues sur le trafic, ses émissions et la santé des écosystèmes concernés est l'étape finale du programme.

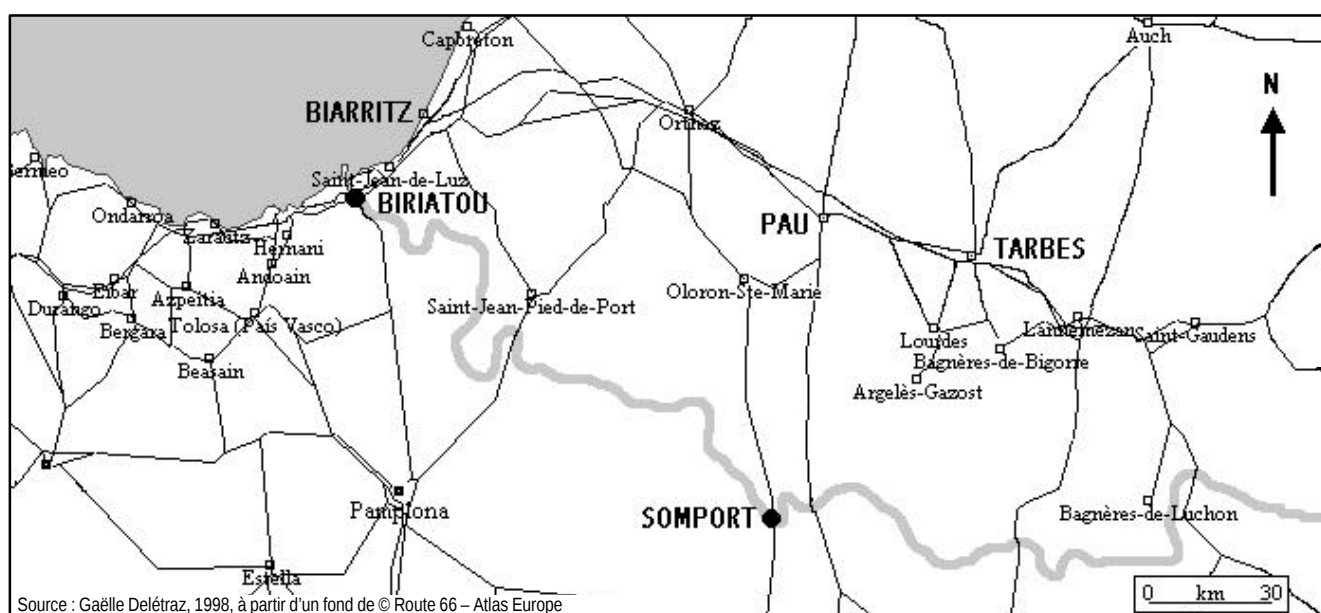
On peut envisager la réalisation d'une étude à grande échelle couplant des mesures de trafic et d'émissions permettant de démontrer la relation existant entre ces deux éléments du problème.

4.2.- Avancement des travaux et protocole de recherche prévu pour les sites Pyrénéens

Deux sites seront étudiés dans le cadre de la thèse : la vallée de Bariatou (A63) en 1998 et la vallée d'Aspe – Col du Somport en 1999 (voir carte 1).

Deux axes de recherches sont privilégiés pour caractériser la pollution atmosphérique du trafic routier et ses impacts :

- 1) les aspects quantitatifs : le dosage de la pollution émise par le trafic,
- 2) l'étude de la diffusion spatiale de cette pollution : les phénomènes de dispersion, la détermination des distances contaminées.



Carte 1 : Axes routiers transfrontaliers étudiés dans les Pyrénées

4.2.1.- Choix des polluants étudiés et justifications

Les oxydes d'azotes (NO_x) seront mesurés et notamment le NO car « le monoxyde d'azote peut être considéré actuellement comme le meilleur indicateur de la pollution automobile » [HOLLINGTON, 1996, p. 49]. D'autre part, les NO_x sont émis par tous les véhicules, mais particulièrement par les poids lourds, et ils sont également des précurseurs de polluants photochimiques. Les mesures de NO_x pourront être mises en parallèle avec d'autres observations : les teneurs en ozone et les données météorologiques notamment, même s'il est connu qu'aucune relation simple n'a été observée jusqu'à présent.

Pour estimer les teneurs en NO_x, les mesures porteront sur NO₂.

Les particules constituent une pollution majeure des transports, dont les véhicules diesel sont responsables pour une grande part. Les véhicules poids lourds émettent 51 % des émissions de particules diesel

en France, et les véhicules utilitaires 20 % [FOREMOVE, 1995 in CITEPA-BELOT, 1996, p. 13]. D'autre part, les émissions augmentent proportionnellement à la vitesse :

- Emissions x 2 entre le ralenti et 50 km/h,
- Emissions x 3 entre 50 km/h et 120 km/h [RICKEARD & al., 1996 in CITEPA-BELOT, 1996, p. 10].

Notre travail portant sur l'impact d'une autoroute (pour Biriadou), affectée par un trafic poids lourds très important, la mesure des particules est indispensable.

Les HAP sont considérés comme de bons indicateurs de la pollution particulaire automobile [LHVP, 1997, p. 36] ; cependant, certaines incertitudes quant à l'échantillonnage (réactions chimiques s'opérant entre la capture et les analyses) et à leur réelle représentativité (parts gazeuse et particulaire) nous poussent à la prudence. Si nous n'inféoderons pas l'appréhension de la pollution particulaire aux seuls HAP (comme nous l'avons à un moment projeté), ces derniers constituent néanmoins de bons marqueurs de la pollution routière pour notre étude. En effet, les HAP ont une influence locale certaine, du fait de leur adsorption sur les particules : ils sont globalement moins volatils que les autres COV, les BTX par exemple, ce qui nous permettra d'étudier leur dispersion aux abords des voies de circulation.

Les métaux lourds, le plomb (essence plombée) et le zinc et le cadmium (huiles et lubrifiants) notamment, sont de bons indicateurs, relativement faciles à doser, ce qui permettra de « doubler » les mesures de HAP.

L'ozone est un indicateur des réactions photochimiques qui ont lieu dans l'atmosphère. L'estimation par bioindication des teneurs aux abords des routes est un élément intéressant à prendre en compte.

4.2.2.- Méthodes de mesure prévues

Les mesures sur le site de Biriadou se dérouleront du 1^{er} mai 1998 au 31 août 1998, d'abord au niveau du péage/frontière (zone de freinage / forte accélération), puis au niveau de l'aire de repos d'Urrugne, environ à 4 km du péage (vitesse de croisière).

Une station météorologique enregistreuse mesurera la vitesse et la direction du vent, la température et le taux d'humidité durant toute la période.

Mesure de NO₂ :

- **Echantillonneur fréquentiel** placé au niveau de la chaussée : pompage contrôlé de l'air, capture sur filtre imbibé de réactif (TEA : Triéthanolamine), changement de filtre toutes les 24 heures, autonomie d'une semaine. Les analyses (colorimétrie) seront effectuées par nos soins au sein des Laboratoires Départementaux (LD 64, Lagor),
- Des **échantillonneurs à absorption passive** (réactif : TEA) seront fabriqués artisanalement. Les analyses seront également effectuées par nos soins. En limitant ainsi les coûts, nous pourrions multiplier les sites d'échantillonnages : une cinquantaine de points de mesures ont été déterminés de part et d'autre du péage (en moyenne sur une distance de 300 m de chaque côté) et le long de la pente qui y mène (longue d'environ 1 km) ; durée d'exposition prévue : 1 semaine, révisable selon l'intensité de la pollution.
- Deux échantillonneurs passifs seront placés en permanence à proximité immédiate de l'échantillonneur fréquentiel afin de permettre l'étalonnage des mesures obtenues grâce à ces derniers.

Dispositif général pour la mesure des particules / HAP / métaux lourds :

- **Deux échantillonneurs fréquents** placés au niveau de la chaussée : pompage contrôlé de l'air, capture sur filtre, changement de filtre toutes les 24 heures, autonomie d'une semaine.
- Les filtres du premier appareil serviront au dosage des **HAP**, ceux du second au dosage des **métaux lourds**. Dans les deux cas, la masse de **particule** sera déterminée.

- Vingt-cinq couples de **plaquettes de dépôt** (une pour le dosage des HAP, l'autre pour les métaux lourds ; Norme NF X 43-007) seront disposés selon le maillage mis au point pour les échantillonneurs passifs, mais plus lâche (deux fois moins de couple de plaquettes) ; durée d'exposition prévue : 1 semaine, révisable selon l'intensité de la pollution.
- Pour faire face aux risques liés aux intempéries (qui peuvent annuler les résultats « plaquettes », le dispositif sera complété par des **jauges OWEN** (nombre non encore défini ; en verre) afin de ne pas avoir de « trous » dans nos séries de mesures (même si les deux systèmes ne sont pas équivalents).
- Un couple de plaquettes sera placé en permanence à proximité immédiate de l'échantillonneur fréquentiel afin de permettre l'étalonnage des mesures obtenues grâce à ces dernières.
- Pour la mesure des particules, utilisation éventuelle d'un SDI 2000 pour la mesure des PM₁.

Protocole complet pour les dosages de HAP :

- Utilisation éventuelle d'un analyseur portable de mesure des concentrations totales en HAP (le PAS 2000),
- Dosage des HAP dans les dépôts récoltés sur les plaquettes, dans les collecteurs de précipitations, dans le sol (couche superficielle).
- Installation d'une ruche (prévue à partir de mars 1998 afin de ménager une période d'acclimatation pour les abeilles) au niveau du péage permettra de doser les HAP dans le miel et les pollens : les abeilles, butinant dans un rayon de 2 km autour de leur ruche, récolteront un pollen plus ou moins contaminé par les polluants routiers (entre autres). Grâce à des comparaisons avec des ruches témoins, situées dans des zones éloignées de l'activité humaine, ces analyses apporteront un complément d'informations sur l'impact des émissions automobiles – Etude menée par Lena KOLLER dans le cadre de sa maîtrise. Les prélèvements de miel et de pollen auront lieu toutes les semaines, entre le 15 avril et le 15 juin.

Protocole complet pour les dosages de métaux lourds :

- Mêmes dosages que pour les HAP : produit des plaquettes, collecteurs de précipitations, horizon superficiel du sol et miel/pollen.

Estimation de l'O₃ :

- Campagne de bioindication avec des trèfles (*Trifolium repens*) basé sur l'utilisation de clones hautement résistants NC-R et de clones hautement sensibles NC-S [D'Amico & al., 1996, p. 80]. Suivi de l'apparition de nécroses provoquées par l'ozone, et mesure du poids de matière sèche ; 2 x 20 plants seront installés sur le site. Les objectifs sont de déterminer le niveau local de pollution par l'ozone, et d'observer la variation des teneurs suivant l'éloignement à la route,
- Données du réseau de mesure de AIRAQ : 5 sites au alentours, notamment Iraty, Bayonne-Anglet-Biarritz, Lacq et Pau.

Qualité de l'air :

Des relevés lichéniques seront effectués au cours de l'été 1998 selon un maillage qu'on essaiera de « calquer » autant que possible sur les autres points d'échantillonnage. Ces relevés permettront d'établir une cartographie de la qualité de l'air.

Téledétection :

Bien que nous n'ayons pas abordé le sujet dans le rapport, la téledétection est parfois utilisée pour établir un diagnostic, généralement à propos du couvert forestier. EKSTRAND [1994, pp. 149-155] par exemple, a déterminé le dépérissement des arbres sur une distance de 200 m le long d'une voie routière importante (Suède). Au cours de l'hiver 1998/1999, nous traiterons les photographies aériennes de la zone de Bariatou à

différentes dates (missions de 1968, 1982, 1994, 1996) afin de déterminer l'évolution du couvert végétal. Nous espérons pouvoir établir une relation entre cette évolution et l'accroissement du trafic automobile.

Autres moyens d'évaluation envisagés mais non programmés :

Mesures dans le milieu aquatique (vallée d'Aspe) ; Quantifications et analyses des dépôts sur le manteau neigeux (le site du Somport, du fait de sa haute altitude, se prêterait plus à cette manipulation que celui de Biriattou) ; Utilisation du gaz traceur SF₆.

4.2.3.- Articulation du programme

4.2.3.1.- Vallée de Biriattou

Deux types d'émissions :

- Au niveau du péage : zone de freinage, de ralenti et de fortes accélérations,
- Au niveau de l'aire de repos d'Urrugne : zone de roulage régulier.

■ Quantification de la pollution par rapport au trafic

- Mesures NO₂, particules, HAP, métaux lourds au niveau de la chaussée,
- Bioindication de l'ozone,
- Etude de l'évolution et des caractéristiques du trafic routier à Biriattou (variations temporelles) et scénarii d'évolution – Etude menée par Maxime PATUREL dans le cadre de son DEA. Les données sont obtenues auprès des ASF, de la DDE et du CETE.
- La pollution de fond grâce aux mesures effectuées par AIRAQ.

■ Dispersion de la pollution à proximité de l'autoroute

- Données météorologiques enregistrées à même le site grâce à la station,
- Etude de la dynamique atmosphérique locale – Etude menée par David ROUL dans le cadre de sa maîtrise en collaboration avec METEO FRANCE,
- Mesures des NO₂ par échantillonnage passif,
- Dosages des HAP et des métaux lourds dans divers éléments,
- Etude d'impact de la pollution sur le miel et le pollen (Lena KOLLER),
- Bioindication de l'ozone (variations selon l'éloignement),
- Relevés lichéniques,
- Télédétection (si des résultats sont obtenus).

4.2.3.2.- Vallée d'Aspe – Somport

Nous envisageons, si la campagne de Biriattou est satisfaisante, de pratiquer de manière la plus proche possible en vallée d'Aspe, afin de pouvoir effectuer des comparaisons.

La situation est cependant différente : notre travail constituera un état de lieux, un point zéro avant l'ouverture du tunnel du Somport prévu en 2000. Dans ce cadre, un inventaire naturaliste du site est en cours – Travail mené par Michel DUSSAU dans le cadre de sa maîtrise.