



HAL
open science

Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Bariatou (Pyrénées)

Gaëlle Deletraz

► **To cite this version:**

Gaëlle Deletraz. Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Bariatou (Pyrénées). Géographie. Université de Pau et des Pays de l'Adour, 2002. Français. NNT : . tel-00003245

HAL Id: tel-00003245

<https://theses.hal.science/tel-00003245>

Submitted on 18 Sep 2003

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

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



UNIVERSITE DE PAU ET DES PAYS DE L'ADOUR
Institut de Recherche sur les Sociétés et l'Aménagement
Laboratoire Société Environnement Territoire – UMR CNRS 5603
Domaine Universitaire, 64000 PAU

THESE

présentée en vue de l'obtention

du Doctorat de Géographie-Aménagement

par

Gaëlle DELETRAZ

GEOGRAPHIE DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX LIES AUX TRANSPORTS ROUTIERS EN MONTAGNE

**Incidences des émissions d'oxydes d'azote
en vallées d'Aspe et de Biriadou (Pyrénées)**

Soutenue publiquement le 13 décembre 2002 devant le jury composé de :

André ETCHÉLECOU, Professeur à l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, Directeur de thèse

Jean-Pierre MARCHAND, Professeur à l'Université de Haute Bretagne (Rennes II), Rapporteur

Jean VARLET, Professeur à l'Université Jean Moulin (Lyon III)

Yvette VEYRET-MEDJKIAN, Professeur à l'Université de Nanterre (Paris X), Rapporteur

Jacques BONTE, Directeur de l'Etablissement Public des Laboratoires Départementaux 64

Christian ELICHEGARAY, Chef du Département Air de l'ADEME, Rapporteur

ADEME



Etude réalisée avec le concours financier de l'ADEME

Couverture : Vallée d'Aspe
Photo : A. ETCHELECOU



UNIVERSITE DE PAU ET DES PAYS DE L'ADOUR
Institut de Recherche sur les Sociétés et l'Aménagement
Laboratoire Société Environnement Territoire – UMR CNRS 5603
Domaine Universitaire, 64000 PAU

THESE

présentée en vue de l'obtention
du Doctorat de Géographie-Aménagement
par

Gaëlle DELETRAZ

GEOGRAPHIE DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX LIES AUX TRANSPORTS ROUTIERS EN MONTAGNE

**Incidences des émissions d'oxydes d'azote
en vallées d'Aspe et de Biriadou (Pyrénées)**

Soutenue publiquement le 13 décembre 2002 devant le jury composé de :

André ETCHÉLECOU, Professeur à l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, Directeur de thèse

Jean-Pierre MARCHAND, Professeur à l'Université de Haute Bretagne (Rennes II), Rapporteur

Jean VARLET, Professeur à l'Université Jean Moulin (Lyon III)

Yvette VEYRET-MEDJKIAN, Professeur à l'Université de Nanterre (Paris X), Rapporteur

Jacques BONTE, Directeur de l'Établissement Public des Laboratoires Départementaux 64

Christian ELICHEGARAY, Chef du Département Air de l'ADEME, Rapporteur



Etude réalisée avec le concours financier de l'ADEME

A v a n t - p r o p o s

Arrivée au terme de ce doctorat de Géographie–Aménagement, cela fera 10 années que j'étudie la géographie. Au cours de la réalisation de cette thèse, j'ai ressenti une certaine difficulté à faire valoir une identité de géographe.

Je me souviens en effet de la surprise et de la curiosité qui pointait chez mes interlocuteurs, que ce soient les spécialistes d'autres disciplines (biologistes, chimistes, météorologues, motoristes, etc.) ou des personnes rencontrées sur « le terrain » (habitants, usagers) dès l'annonce du sujet de mon travail (la pollution automobile et son incidence sur les écosystèmes) et de ma discipline.

Le fait d'avoir à justifier en quoi ce sujet de recherche entre dans le champ des compétences d'une géographe est un exercice laborieux et un peu usant. C'est pourquoi j'ai rapidement contourné le problème en énonçant soit mon sujet de recherche, soit ma discipline, mais en évitant soigneusement de présenter les deux aspects simultanément.

C'est aussi parce que les spécialistes des divers disciplines que j'ai côtoyé sont forcément plus compétents qu'une géographe dans leurs domaines respectifs qu'il m'a fallu attendre l'achèvement de ce travail pour pouvoir à mon tour – je l'espère – faire valoir concrètement l'apport spécifique de la géographie et légitimer ce travail, notamment à travers une approche qui se veut à la fois spatiale et plus globale du problème des impacts de la pollution automobile azotée en zone de montagne.

C'est pour répondre à mes interlocuteurs qu'il me tenait à cœur de revenir sur ce sujet dans cet avant-propos. La géographie est une discipline riche et variée qu'il n'est pas toujours facile de définir. Pour expliquer en quoi cette discipline est une science adaptée au sujet de recherche auquel j'ai consacré 5 années, je me reposerai une des ses définitions :

« La géographie est ambitieuse puisqu'elle est une analyse et une explication globale de la surface de la Terre, de tous les faits qui peuvent y être localisés, mesurés, classés dans l'espace, cartographiés, mais dont l'identification n'a d'autre but que de préciser leurs relations mutuelles, sans cesse changeantes. Elle est à la fois science naturelle et science humaine. C'est pourquoi elle est souvent méconnue, aussi bien par le grand public que par les spécialistes des disciplines que les géographes côtoient, et qu'il leur arrive de qualifier d'annexes par rapport à la leur. Elle est si complexe que, parfois, les géographes eux-mêmes s'interrogent à son sujet » [DRESCH, PINCHEMEL, GEORGE et WACKERMANN in Encyclopædia Universalis, 1997, cédérom].

R e m e r c i e m e n t s

La thèse est un exercice souvent solitaire. J'ai eu la chance de pouvoir inscrire ce travail dans un programme de recherche pluridisciplinaire, et au sein d'un laboratoire de recherche. Cette thèse a donc été l'occasion pour moi de côtoyer de nombreuses personnes, de vivre des expériences variées qui ont rendu cet apprentissage très enrichissant, tant intellectuellement qu'humainement. Toutes ont contribué à ce travail ou m'ont aidée d'une manière ou d'une autre. La rédaction de ces remerciements est l'occasion de se retourner sur ces rencontres. De fait, j'ai de très nombreux remerciements à adresser, et les exprimer constitue pour moi un véritable plaisir.

Pour commencer, je remercie madame le Professeur VEYRET, messieurs les Professeurs MARCHAND et VARLET ainsi que messieurs BONTE et ELICHEGARAY qui me font l'honneur d'avoir accepté d'être membre du jury de cette thèse.

Salariée par l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) durant trois ans (1997-2000), puis par l'Université de Pau et des Pays de l'Adour (UPPA) en tant qu'ATER (Attaché Temporaire d'Enseignement et de Recherche) de 2000 à 2002, j'ai en outre bénéficié, dans le cadre du programme Ecosystèmes-Transports-Pollutions (1998-2001) dans lequel s'inscrit ce travail, des moyens nécessaires pour couvrir mes besoins en matière de recherche. Ainsi, les soucis matériels n'ont pas pesé sur ce travail, ce qui est une chance dont je suis consciente. Je remercie ici les financeurs : l'ADEME, les programmes PREDIT et PRIMEQUAL, la REGION AQUITAINE et l'UPPA.

C'est à Grenoble que cette thèse a débuté pour moi lorsque Monsieur le Professeur Pierre DUMOLARD m'a suggéré de contacter Monsieur André ETCHÉLECOU, Professeur à l'Université de Pau et des Pays de l'Adour. Car m'a-t-il dit, « il pourrait avoir besoin de quelqu'un ayant votre profil ». Certains événements font basculer le cours de la vie. J'ai aujourd'hui encore un souvenir très net de cette scène qui s'est déroulée sur les escaliers de l'Institut de Géographie Alpine, à Grenoble, sur la colline du Rabot. Je ne remercierai jamais assez M. DUMOLARD pour avoir pensé à moi.

Au pôle grenoblois, je tiens également à remercier Monsieur Georges ROVERA qui a dirigé mes travaux de maîtrise et de DEA sur l'impact de l'aménagement des stations de ski et de la pratique des skieurs sur la dynamique du Pin cembro. Au cours de ces deux années, j'ai beaucoup appris grâce à lui, à sa disponibilité et sa grande expérience du terrain. Ces acquis en terme de méthode, de rigueur et de travail de terrain m'ont beaucoup servi par la suite.

D'une manière plus générale, c'est l'ensemble des enseignants grenoblois que je tiens à remercier ici, ce dont on a rarement l'occasion. Je pense en effet avoir bénéficié durant mon cursus (1992-1997), d'un enseignement riche et ouvert aux diverses orientations de la discipline qui apparaissent dès lors comme complémentaires.

Enfin, Hervé VILLARD, à l'époque thésard, aujourd'hui chargé d'étude à Air des 2 Savoie, a été la première personne avec qui j'ai pu converser de ce nouveau thème de recherche auquel je ne connaissais rien.

Arrivée en janvier 1998 à Pau, c'est bien entendu à Monsieur le Professeur André ETCHELECOU, mon directeur de thèse, que vont mes premières pensées. Très impliqué dans l'évolution quotidienne de ce travail, il a su cadrer avec vigueur mes travaux. Son dynamisme et sa passion pour l'environnement montagnard font qu'il n'a compté ni ses heures ni sa peine pour me soutenir, tant de façon concrète sur le terrain, qu'à travers les suggestions et les réflexions issues de sa grande connaissance du milieu montagnard pyrénéen et de la problématique complexe des transports. Je lui suis également très reconnaissante de la confiance qu'il m'a rapidement témoignée, aussi bien au quotidien que lors des colloques auxquels il m'a permis de participer. Grâce à l'écoute et au dialogue dont il a su faire preuve à mon égard, j'ai le sentiment d'avoir vécu une véritable collaboration. C'est pourquoi je lui adresse ici ma très vive gratitude et ma très sincère reconnaissance.

Dans le cadre du suivi de ce travail, ponctué par des rapports bi-annuels à l'ADEME, je souhaite remercier Monsieur Christian ELICHEGARAY, Chef du département de l'Air de l'ADEME, Monsieur Lucien ESPAGNO et Monsieur Gaston BONNECAZE, chimistes. Leurs conseils et réflexions m'ont été très utiles.

Les deux premières années de cette thèse ont été essentiellement consacrées au terrain et aux analyses physico-chimiques. Durant cette période, j'ai été chaleureusement accueillie par Jacques BONTE au sein de l'Etablissement Public des Laboratoires Départementaux des Pyrénées-Atlantiques (ex. C.D.E.R.E.).

Sur le terrain, Alain TISNE, Eric TEYSSEYRE et Vincent CORDEBOEUF de la section Pollution Atmosphérique m'ont appris le B.A.ba du prélèvement des polluants dans l'air. Chacun d'eux a fait preuve d'une grande patience à mon égard et toujours su se rendre disponible pour répondre aux rafales de questions que je me posais. Sous-traitant la mesure de la qualité de l'air pour AIRAQ pour les Pyrénées-Atlantiques, j'ai également eu la grande chance de pouvoir

observer le fonctionnement d'un réseau de surveillance au quotidien, la mise en place de mesures de contrôle de plus en plus draconiennes. Je les remercie ici vivement d'avoir su partager leurs compétences. Je remercie aussi Jean-Louis CAMPAGNE pour sa gentillesse et sa grande disponibilité.

C'est ensuite au laboratoire que les analyses proprement dites ont lieu. Naviguant entre les différentes sections d'analyses, j'ai découvert les joies de la chimie (qui ne m'étaient jusqu'alors pas apparues!). En MAM (Micro-analyse minérale), Chantal BONTE et son équipe (Jacques, Sylvain et Christine) m'ont appris à torturer des filtres pour en extraire les métaux en utilisant toutes sortes d'acides incroyablement concentrés. En POTA (Potabilité), dirigée par Hélène TISNE entourée par Liliane, Nadine, Stéphane et Nicole, j'ai fabriqué des litres de réactifs de Saltzman, préparation qui demande un certain doigté, au moment crucial où la fameuse « solution A » devait être refroidit un peu, mais pas trop sous peine de faire précipiter les composants. J'aurai donc ici une rapide pensée pour le gâchis généré par mon inexpérience : j'ai parfois eu du mal à repérer le moment où l'on bascule dans le « trop ». La chimie est parfois moins exacte qu'on ne l'imagine ! En MAO (Micro-analyse Organique), j'ai appris à traquer les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques). Je remercie toute l'équipe de Martine GRELIER : Cécile, Régine, Nathalie et Lionel pour l'enthousiasme déployé dans l'extraction des corps gras des abeilles. De cette manipulation, j'ai tiré deux conclusions : (a) les chimistes n'ont pas de cœur, (b) sauf Nathalie qui était toute chamboulée... J'ai passé moins de temps en RESI (Analyse des eaux résiduaires) sauf lors de mesures ponctuelles des sols où j'ai alors reçu l'aide de Christine PALLE et de son équipe : Marie-France, Christine et André.

Ce ne sont pas que les coulisses des mesures chimiques que j'ai pu observer et découvrir, pendant près de deux ans, c'est aussi une entreprise en tant que telle, avec l'ensemble des services permettant son bon fonctionnement : gestion, comptabilité, entretien. C'était également l'époque où la démarche qualité se mettait en place afin de

préparer l'avenir de l'entreprise qui passe par les agréments aux normes environnementales. Les discussions partagées avec les deux qualitiennes Laurence et Stéphanie étaient très riches puisque les analogies sont nombreuses entre la mise en place d'une démarche qualité et la recherche. C'est aussi souvent avec Florent PEYNOT, docteur en chimie, co-directeur, que j'ai discuté de ces questions et de la place des docteurs en général. Jacques BONTE, en plus de l'expérience issue des nombreuses recherches qu'il a menées sur la question des impacts des polluants sur la végétation, a gracieusement mis à ma disposition, durant toute la période que j'ai passé à l'EPLD, un bureau ainsi que l'accès à toutes les commodités bureautiques. Bref, les mois passés à l'EPLD où j'ai été choyée me laissent un grand souvenir et c'est à l'ensemble du personnel que j'adresse ici ma reconnaissance.

Je remercie AIRAQ, l'Association pour la surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine, dirigée par Monsieur Jean-Louis ZULIAN, pour m'avoir permis d'utiliser – sous contrôle de l'EPLD 64 – ses ressources (expérience, matériels, données).

Le site de Montardon, avec ses chambres à ciel ouvert, est dédié à l'étude des réponses végétales selon divers niveaux de polluants. Géré conjointement par l'EPLD64 et l'IBEAS (Institut de Biologie Environnementale Aquitaine Sud) de l'UPPA, je remercie ici Monsieur le Professeur Claude MOUCHES pour son soutien dans la mise en place d'une campagne de bio-indication de l'ozone par les trèfles. Je remercie également Patrice BLANCHARD et Céline BOURIAT pour leur aide.

Pour les expériences de bio-indication par les abeilles, je remercie Gilles FERT, apiculteur à Argagnon, spécialiste de la sélection de reines et de l'insémination artificielle (cf. <www.apiculture.com/fert>). Sans lui, cette manipulation n'aurait pas pu être montée. Grâce à lui, c'est le monde passionnant de l'apiculture qui a entrouvert ses portes.

Pour clore la question de la bio-indication, je souhaite remercier très chaleureusement

Madame Juliette ASTA, Professeur au Centre de Biologie Alpine (Joseph-Fourier) de Grenoble qui m'a « initiée » à la lichénologie. Son enthousiasme communicatif m'a inoculé le virus du lichen « sentinelle de la pollution ». Bien que le travail de terrain n'ait pas abouti dans les Pyrénées, elle a ouvert une voie, avec Sandrine GOMBERT, pour l'étude de la pollution azotée des transports via les lichens. Je n'ai pas abandonné l'idée de mettre en pratique leurs acquis dans les vallées Pyrénéennes.

Les campagnes de terrain n'auraient pas pu aboutir sans la bonne volonté des propriétaires privés et publics, particuliers ou entreprises qui ont facilité notre travail. Que soient ici remerciés les Autoroutes du Sud de la France (ASF) et notamment Messieurs Gabriel MOUX et Yvan FOULQUIER, chef de district (capteurs, préleveurs séquentiels, analyseur en continu, impacteur en cascade, trèfles, abeilles) ; la banque INCHAUSPE (station météo), Mme Jeanne ARAMBURU (trèfles), M. et Mme Marc ZUBIALDE (abeilles) ; Monsieur le Curé BEHOCARAY (préleveurs séquentiels, stations météo, analyseur en continu), M. et Mme LATRUBESSE (préleveurs séquentiels, impacteur), Loulou SAÛT (trèfles) ainsi que l'ensemble des nombreux propriétaires privés qui nous ont ouvert leurs portes pour l'installation de capteurs ou de thermomètres enregistreurs.

Je souhaite également remercier tous les stagiaires, de disciplines variées, qui ont travaillé dans le cadre du programme ainsi que leurs encadrants. Ces études ont facilité mon propre travail : Gabriel DOS SANTOS (maîtrise MASS), Fabrice DURRIEU (MST "Mesures et Traitement des Pollutions et Nuisances"), Michel DUSSAU (maîtrise géographie), Sylvie FULCHIC (maîtrise mathématiques), Lena KOLLER (maîtrise géographie), Cécile LAFFITEAU (maîtrise mathématiques), Géraldine LUC (DUT Biologie appliquée), Olivier PARIS (maîtrise géographie), Maxime PATUREL (DEA Structures et Dynamiques Spatiales), Isabelle ROQUES (maîtrise mathématiques), David ROUL (MST "Mesures et Traitement des Pollutions et Nuisances") et les autres...

Finale-ment, ce n'est qu'à la fin de l'année 1999 que j'ai commencé à fréquenter assidûment mon laboratoire : l'UMR CRNS 5603 « Société Environnement Territoire » dirigée par Monsieur le Professeur Vincent BERDOULAY et Monsieur Jacques LOLIVE (depuis peu). Située au sein de l'IRSAM (Institut de Recherche sur les Société et l'Aménagement), c'est donc à la fois à messieurs BERDOULAY, LOLIVE et JAURREGUIBERRY (Directeur de l'IRSAM) que s'adressent mes remerciements concernant les très bonnes conditions de travail dont j'ai bénéficié ici aussi : bureau, accès réseau personnel, horaires souples, cadre très agréable.

J'ai trouvé au SET une grande variété dans les façons d'envisager la géographie et de là, une tolérance et un intérêt favorables, me semble-t-il, à l'épanouissement de chacun. Au-delà du caractère très bénéfique d'un « retour aux sources » et le plaisir de ne pas se sentir un OVNI, j'ai apprécié les échanges intellectuellement vivifiant que j'ai pu avoir avec les chercheurs titulaires (que je découvrais) mais surtout avec les doctorants. Je souhaite remercier ces derniers pour l'ambiance au labo (et hors labo), pour leurs conseils avisés sur les questions d'enseignement : Franck SAINT-GIRONS, Jérôme PESTEIL et Florence PETIT (« les Limougeauds »), Pierre et Laurence AGHA, Muriel HARGUINDEGUY, Marylène LAMIGEON, Thomas ASTRUC, Sylvie MIAUX (« la petite dernière »), et les autres... Mais aussi ceux qui sont aujourd'hui docteurs : Claire SAUVAITRE, Laurent DESPIN et Bruno CHARLIER.

J'adresse un remerciement particulier à Bruno qui a su me convaincre – à cette époque lointaine où lui aussi était encore à la « salle doc » – de tenter ma chance comme ATER. Sans lui, je serais très vraisemblablement passée à côté d'une expérience très enrichissante. Je remercie également Pierre DABOS pour m'avoir fait partager ses connaissances théoriques et pratiques en statistiques et en informatique.

Au sein de notre petite communauté, je décernerai une mention spéciale à Julien ALDHUY parce que c'est sans doute avec lui que j'ai le plus longuement, le plus fréquemment et le plus sérieusement discuté de géographie, à propos de nos recherches respectives – pourtant fort éloignées –, ou de géographie « en général ». Au-delà de nos échanges verbaux, il est rapidement devenu mon « relecteur officieux officiel » grâce à ses critiques judicieuses. Je le remercie pour le temps qu'il m'a consacré. Ceci dit, j'attends toujours son texte pour pouvoir rendre la pareille !

Je tiens également à remercier Monique BOURGUET pour ses compétences en statistiques ; celles sans qui rien ne fonctionnerait dans ce labo : Jackie PRADET et Simone BENDAOU ; Dominique ROMERO qui a la lourde charge de gérer le quotidien de l'IRSAM ; Françoise PUISSEGUR, aux petits soins pour les ATER ; Nicole LOMPRES pour la gestion de ma « page de publication » et des téléchargements associés. J'ai pu tester l'importance de cette « vitrine » pour établir des contacts ; Raymond BADEL qui, tout en bougonnant, a toujours été disponible pour m'initier au fonctionnement de ses « macs » ; Marie-Thérèse LABARTHE pour le temps passé à la normalisation de la bibliographie, ainsi que toute l'équipe de la bibliothèque pour leur prévenance, ... et tous les autres.

C'est en intégrant le corps enseignant en tant qu'ATER que j'ai eu l'occasion de découvrir un peu plus mes « aînés ». A travers les ex-co-directeurs du département de géographie : Jean-Yves PUYO et Yves POINSOT, le directeur de l'IUP Aménagement et Développement Territorial, Guy DI MEO, et les co-directeurs du DESS Aménagement et Développement Territorial : Hélène DOUENCE, Jean-Pierre JAMBES, Dominique LAFFLY, qui m'ont accordé leur confiance, c'est toute l'équipe des géographes enseignant à Pau que je souhaite remercier, pour m'avoir aidée à un moment ou un autre par un conseil, des documents... Ce fut une expérience très enrichissante.

De façon plus ponctuelle, de nombreuses personnes m'ont aidé : BEY Isabelle (Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, chimie des NO_x) ; Messieurs CODDEVILLE, HOUDRET et PLAISANCE (INERIS, retombées atmosphériques, mesures NO_2 , HNO_3) ; Claude COLLET (Université de Fribourg, fonctionnement algorithme IDRISI) ; Christophe CUDENNEC (Laboratoire physique des surfaces naturelles et génie rural de Rennes, modélisation) ; Anne FROMAGE-MARIETTE (Air Languedoc-Roussillon, mesure passive) ; Laurence GALSOMIES (ADEME, Département Air, Charges critiques) ; Jean-Pierre GARREC (INRA Champenoux, bibliographie) ; Robert JOUMARD (INRETS, pour avoir accepté de relire les passages consacrés aux estimations des émissions unitaires des véhicules et du parc automobile) ; Christine LE BAS (INRA, Infosol, Carte pédologique) ; Sébastien LE CORRE (Toulouse le Mirail, logiciel Er Mapper) ; Jane NOPPE (ADEME, Département transport, émissions, parc automobile) ; Jean-Paul PARTY (Sol-Conseil, Charges critiques) ; Jean-Bernard RACINE (épistémologie) ; Dominique ROBIN (AIRMARAIX, mesure passive) ; Anne-Laure THOMAS et Philippe CHERY, (Sol-Conseil, Charges critiques, pédo-paysage) ; Jean-Pierre TREUIL (Labo. d'Informatique Appliquée à l'IRD de Bondy, modélisation lagrangienne et eulérienne) ; Erwin ULRICH (ONF, Renecofor, dépôts atmosphériques) ; Sophie VESCHAMBRE (doctorante ADEME du LCABIE, mesure HNO_3) ; et tous ceux que j'oublie...

Enfin, je remercie mes parents (pour tout), mes sœurs, ma famille, mes amis et surtout Maxime. Lui seul sait tout ce que je lui dois.

Un grand **merci** à tous.

*A mes grands-parents,
en particulier Alphonse, dit « Poupette »,
agriculteur autodidacte,
passionné d' « histoire-géo ».*

S o m m a i r e

Avant-propos	5
Remerciements	7
Sommaire	13

Introduction	17
1 Les contradictions et difficultés liées aux transports durables	23
2 La pollution atmosphérique d'origine automobile, un thème peu exploré en géographie : problématique et cadrage théorique	39
3 Méthodologie	55

Chapitre I

Pollution atmosphérique, trafic routier et environnement : acquis et lacunes	61
1 Qu'est-ce qu'émettent les véhicules ?	62
2 Dispersion et transport des polluants	112
3 Dépôt des polluants	129

Chapitre II

Protocoles de mesures et validation (vallées d'Aspe et de Biriadou)	141
1 Les campagnes de terrain	143
2 Validation et mesures de dioxyde d'azote (NO ₂)	180
3 Les autres données	202

Chapitre III

Pollution azotée et trafic routier en montagne : cartographie des risques

environnementaux et variations des capacités de dispersion	203
1 Cartographie d'un risque technologique, rappels théoriques et méthodologiques	204
2 Cartographier la vulnérabilité : charges critiques des écosystèmes	214
3 Cartographier l'aléa : dépôts et concentrations de part et d'autre des routes	239
4 Cartographier le risque environnemental	294
5 Influence des caractéristiques topographiques sur la dispersion	300

Chapitre IV

Trafic routier en montagne : quels risques pour les écosystèmes ?

1 Dépôts azotés : quels effets sur les écosystèmes ?	318
2 Patrimoine naturel de Biriadou et de la vallée d'Aspe	350
3 Quels risques pour Biriadou et la vallée d'Aspe ?	389

Conclusion

1 Les émissions d'oxydes d'azote par le trafic génèrent un risque environnemental variable dans l'espace	424
2 La montagne, un terrain propice à la démonstration	427
3 Le défi multiscalair	429
4 La conciliation des intérêts environnementaux et socio-économiques est-elle possible dans le domaine des transports ?	432

Postface	441
----------	-----

Bibliographie	443
---------------	-----

Annexes	467
---------	-----

Table des matières	545
--------------------	-----

Table des illustrations	552
-------------------------	-----

I n t r o d u c t i o n

*« Le moyen de transport idéal serait
instantané, gratuit, de capacité
illimitée, disponible à la demande.
Bref, il abolirait l'espace. En réalité...
les transports sont une activité où l'on
échange de l'espace contre du temps et
de l'argent » [MERLIN, 1992, p. 3].*

La pollution locale et régionale issue du trafic routier n'est pas un problème spécifiquement urbain, ni uniquement un problème de santé publique. Les diverses substances émises par les véhicules en circulation sur le réseau routier peuvent avoir des conséquences néfastes pour les écosystèmes situés à proximité des routes. Le secteur des transports constitue un des piliers fondamentaux des sociétés modernes. Il interfère à tous les niveaux d'échelles, tant d'un point de vue économique et social que vis-à-vis de l'environnement et de la structuration de l'espace. La voiture particulière fait partie intégrante du mode de vie de la très grande majorité des citoyens. Le transport routier de marchandise est le nerf de notre économie. Les enjeux liés aux déplacements sont donc de

plus en plus nombreux : santé publique, environnement, cadre de vie, développement et compétitivité économique. Or, l'environnement est devenu un thème politique majeur : la conscience écologique s'installe dans les débats publics à toutes les échelles [LEVY, 1999, p. 129-130].

Dans les zones de montagne, les enjeux gravitant autour du secteur des transports – santé publique, environnement, cadre de vie, développement, compétitivité économique – sont exacerbés. Les espaces montagnards et notamment les vallées de transit cumulent plusieurs facteurs aggravants :

- il s'agit de zones de convergence du trafic, et notamment du trafic routier international car les principaux massifs montagneux français constituent des zones frontalières qu'on ne franchit, du fait de la topographie, qu'à travers quelques passages,
- la pente et l'altitude entraînent une augmentation de la pollution émise par les véhicules,
- l'encaissement favorise la stagnation des produits polluants (topographie et inversions thermiques¹),
- l'environnement proche est plus souvent qu'ailleurs constitué de biotopes fragiles et spécifiques, à haute valeur patrimoniale : la concentration en sites protégés en témoigne.
- au delà des problèmes liés à la qualité de l'air, les transports sont sources de nuisances, elles aussi aggravées par l'encaissement des vallées. C'est notamment le cas des nuisances sonores, plus fortes dans les vallées que dans les plaines. Les problèmes d'emprises au sol sont aussi plus aigus car l'espace est une denrée rare au fond des vallées. Notons que ces incidences sont plus immédiatement et plus fortement ressenties par les populations et les pouvoirs locaux que la dégradation de la qualité de l'air, moins palpable, même si aujourd'hui la prise de conscience est généralisée.

Ces caractéristiques ainsi que les perspectives alarmantes d'augmentation du trafic² incitent à penser que les vallées de transit comptent parmi les espaces naturels les plus menacés par la pollution automobile. Cela explique pourquoi ces derniers ont focalisé notre attention, mais aussi celle de l'opinion publique : depuis quelques années, les zones de montagne cristallisent une bonne part du débat touchant à l'activité de transport. Deux

¹ Cette expression est utilisée ici comme terme générique car si l'inversion thermique est la forme la plus connue de blocage des mouvements verticaux de l'air, ce n'est pas la seule. Le blocage des mouvements verticaux de l'air a lieu dès que l'atmosphère est en situation de « stabilité verticale de l'atmosphère » [ESTIENNE et GODARD, 1993, p. 72]. On reviendra plus longuement sur ces aspects par la suite.

² Les services de l'Etat ont pris comme base « *le doublement, d'ici 2010/2015, des flux de marchandises à la frontière franco-espagnole, transportés à 98% par la route, dont 49% relèvent du trafic de transit entre la péninsule ibérique et le reste de l'Europe* » [CONFERENCE AQUITAINE, 1999b, p. 27].

exemples emblématiques montrent l'importance de ce problème pour les secteurs montagneux : (a) le conflit autour du tunnel routier du Somport (vallée d'Aspe) et (b) le conflit autour de la réouverture du tunnel du Mont-Blanc après l'incendie dramatique du 24 mars 1999 (38 victimes).

Le Somport, vallée d'Aspe. – L'idée d'un axe européen traversant les Pyrénées par la vallée d'Aspe a été émise en 1975. Le projet de construction d'un tunnel sous le col du Somport et les travaux d'amélioration de la route qui y mène – la RN 134, classée « itinéraire européen E7 » – sont intégrés à un vaste réseau de nouvelles infrastructures ferroviaires et surtout (auto)routières, devant favoriser, à l'horizon 2010, les liaisons transfrontalières [CHARLIER, 1999, p. 225]³. Cet ancrage du projet dans l'espace européen a fait du conflit du Somport – qui a commencé en 1987 sur le terrain – un symbole de la lutte contre le transit routier dans les vallées de montagne. CHARLIER propose une analyse très fine du conflit, en identifiant notamment les espaces de projet, de conflit et de contestation ainsi que leurs interrelations (l'espace de contestation de ce conflit a largement dépassé le cadre national). Nous retiendrons simplement que « *le projet du Somport est l'exemple-type d'un conflit qui transforme un cas (l'aménagement du tunnel routier sous le col du Somport) en cause (la régulation du transit des marchandises dans les zones de montagne)* », [CHARLIER, 1999, p. 224.], cf. Figure 1.

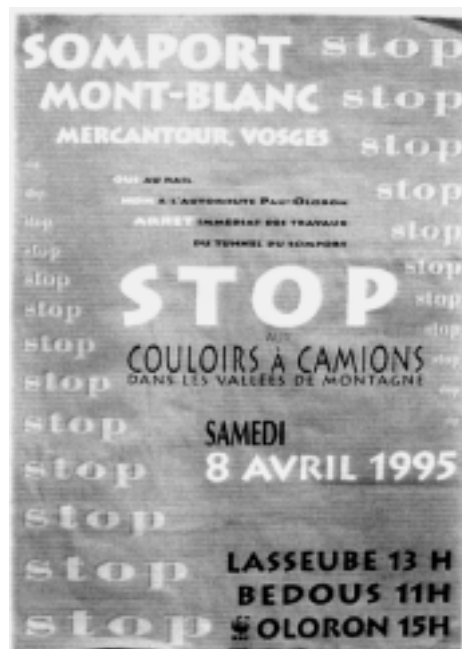


Figure 1 : Affiche contre le trafic dans les vallées de montagne
Source : CHARLIER, 1999, p. 226

³ Cette description du projet correspond aux objectifs initiaux. A l'heure actuelle, il est difficile de dire ce qui adviendra de ce projet ou dans combien de temps il sera réalisé. En effet, en se propageant aux différentes composantes de l'axe E7 (autoroutes A640 Pau-Oloron voire A65 Pau-Bordeaux), le mouvement de contestation du Somport peut atteindre une ampleur susceptible de faire « *voler en éclat la logique d'un ou plusieurs projets associés* » [CHARLIER, 1999, p. 232]. Pour Bruno CHARLIER, « *ou bien le tunnel du Somport devient ce pourquoi il a été conçu : cela implique inéluctablement son raccordement à des infrastructures de gros gabarit (axe E7) assurant au moins une liaison autoroutière homogène entre Bordeaux et Saragosse ; ou bien il reste un simple « trou » dans la montagne raccordé à une version améliorée du réseau existant, ce qui ne lui permettra d'assurer qu'un trafic régional de transit dans tous les cas bien en deçà de ce qui était initialement projeté. L'éventuelle non-réalisation d'une partie (tunnel du Somport et/ou A640 Oloron-Pau et/ou A65 Pau-Bordeaux) peut donc remettre en cause la rationalité du tout (axe E7)* » [CHARLIER, 1999, p. 232]. Il semble que la contestation entraîne un retard important dans les travaux, mais que par le jeu de l'accroissement progressif (par palier) du gabarit de différentes portions de route, à terme, la réalisation de l'axe E7 apparaît comme quasi certaine.

Réouverture du tunnel du Mont-Blanc. – L'actualité des années 2001-2002 a montré la vigueur des réactions qui ont fait suite au référendum officieux⁴ ou « pirate », suivant les expressions, ayant eu lieu dans la vallée de Chamonix le 19 août 2001. La consultation portait sur la question suivante : « *Considérez-vous que le transit international des poids lourds par la vallée de Chamonix, via le tunnel sous le Mont-Blanc, soit compatible avec les équilibres naturels et écologiques du massif du Mont-Blanc, la santé et la sécurité de ses habitants et de ses visiteurs ?* » [TRIBUNAL ADMINISTRATIF DE GRENOBLE, 2001, p. 3]. La chronologie des dépêches des Agences de Presse⁵ de la semaine qui a suivi ce référendum restitue l'ambiance polémique qui s'est développée autour de ce sujet⁶. La réouverture du tunnel du Mont-Blanc à la fin juin 2002 est donc devenue un véritable enjeu politique et social et la polémique latente a ressurgi à cette occasion.

Les pouvoirs publics sont conscients de la tension de plus en plus importante se développant autour du secteur des transports, désignés comme les premiers pollueurs⁷ de l'air. Les vallées de transit, très exposées, sont les premiers espaces où les dysfonctionnements apparaissent. Pour les populations, le trafic dépasse les limites du supportable, dégénéralant ainsi en conflit social. La sensibilité sociale sur le sujet

⁴ Le préfet de Haute-Savoie, Pierre BREUIL, a demandé l'annulation de ce référendum. Cette annulation, basée sur le fait que « *ni le maire de Chamonix, ni le conseil municipal de la commune ne sont compétents pour édicter des mesures de police tendant à réglementer les conditions générales de circulation des poids lourds dans la vallée de Chamonix et sous le tunnel du Mont-Blanc* » a été validée par le Tribunal Administratif de Grenoble, le 16 août 2001, malgré le fait que « *la commune a seulement l'intention de recueillir l'avis de la population* » [TRIBUNAL ADMINISTRATIF DE GRENOBLE, Rapport n°012552, 2001, p. 2-3].

⁵ AFP : Agence France Presse (France) ; AP : Associated Press (Etats-Unis) ; Reuters : Agence d'information (Londres).

⁶ Même sous forme brute, cette chronologie des dépêche est évocatrice : Le "non" aux camions dans le tunnel du Mont-Blanc l'emporte (20/08/2001, REUTERS) ; La vallée de Chamonix rejette massivement les camions par référendum (20/08/2001, AFP) ; Tunnel du Mont-Blanc : la France est en retard en matière de transport combiné et de ferroutage, selon Noël MAMERE (21/08/2001, AP) ; Yves COCHET contre la réouverture du tunnel du Mont-Blanc (21/08/2001, REUTERS) ; Les conditions de reprise du trafic dans le tunnel du Mont-Blanc "ne sont pas réunies", selon Yves COCHET (21/08/2001, AP) ; Début de polémique autour du tunnel du Mont-Blanc (21/08/2001, REUTERS) ; Tunnel du Mont-Blanc : l'attitude d'Yves COCHET est "irresponsable" selon le président de l'UNOSTRA (Union nationale des organisations syndicales des transporteurs routiers automobiles) (22/08/2001, AP) ; La polémique sur le tunnel du Mont-Blanc monte d'un cran (22/08/2001, REUTERS) ; Rentrée ministérielle : Yves COCHET met les pieds dans le plat (22/08/2001, AP) ; GAYSSOT réplique à Yves COCHET sur le tunnel du Mont-Blanc (23/08/2001, REUTERS) ; Mont-Blanc : les critiques d'Yves COCHET relèvent d'une "méconnaissance du dossier", selon M. GAYSSOT (23/08/2001, AP) ; Tunnel du Mont-Blanc : le gouvernement prône la concertation (23/08/2001, REUTERS) ; ; Le tunnel du Mont-Blanc, nouvelle pomme de discorde dans la majorité (23/08/2001, AFP) ; Mont-Blanc : les transporteurs demandent à être associés à la concertation engagée par Jean-Claude GAYSSOT (23/08/2001, AP) ; Tunnel du Mont-Blanc : le débat se tend au sein du gouvernement (23/08/2001, REUTERS) ; Yves COCHET réclame un débat sur la réouverture du tunnel du Mont-Blanc (24/08/2001, AP).

⁷ Les exemples sont nombreux. Dans E=m6, émission de vulgarisation scientifique diffusée par la chaîne M6, on a pu entendre, sans autres précisions ni nuances : « *Les transports sont responsables de 70 % de la pollution de l'air* » [PAS DE POLLUTION DANS LES VEHICULES !, sujet de Marie-Dominique DUTERTRE, 3'38 minutes, diffusé le 9 décembre 2001 dans E=m6]. Ainsi, les médias (pas uniquement l'émission citée ci-dessus à titre d'exemple) en voulant absolument généraliser des sujets qui ne peuvent pas l'être (ou du moins pas autant) véhiculent et diffusent largement des messages erronés, mais ont néanmoins permis la sensibilisation des Français aux problèmes de qualité de l'air.

augmentant, d'autres sites pourraient atteindre plus rapidement un seuil critique et rejoindre le mouvement des contestataires.

Ainsi, à force d'incidents de plus en plus houleux, le débat devra bel et bien avoir lieu, dans une ambiance apaisée. Sur ce sujet, les questions environnementales ne sont pas les seules données à intégrer. Elles font partie d'un faisceau d'éléments à prendre en compte : vitalité économique locale et européenne, engagements communautaires, santé publique, désenclavement, tourisme etc. entre lesquels les politiques doivent arbitrer. Cet arbitrage est loin d'être évident et, si tous les secteurs précédemment évoqués nécessitent recherches et analyses, c'est particulièrement vrai pour les problèmes liés à la qualité de l'air. Notons qu'au delà des risques environnementaux, les menaces liées aux problèmes de pollution et leur médiatisation pourraient porter atteinte à l'image des espaces montagnards dont l'économie repose en grande partie sur le tourisme. Or, il est aujourd'hui bien connu que l'attrait touristique n'est pas lié uniquement à l'offre en matière d'équipement, de logements, de services. Une part difficilement quantifiable repose sur les valeurs que la société associe au lieu en question [CAZES et KNAFOU, 1995, p. 831]. En montagne, le tourisme le plus ancien est basé sur la notion de station climatique et l'idée de respirer un air pur (Figure 2).

Depuis, le tourisme montagnard s'est largement diversifié mais cette croyance a toujours perduré et la valeur touristique des zones de montagne repose encore en partie sur ce mythe de l'air pur. La thèse de Michel CHADEFAUD [1985 in DEBARBIEUX, 1998, p. 210] montre que « *le climatisme pyrénéen s'ancre dans un ensemble de représentations : images du corps, symbolique de la purification par l'air d'altitude, mise en scène d'une bourgeoisie urbaine soucieuse de distinction sociale, mise en scène de villes et de stations promptes à capter les avantages économiques de cet engouement* ». Ainsi, le risque de modifications environnementales, processus dont l'inertie est grande, cache des enjeux économiques et sociaux importants à terme. Le lieu commun « aller respirer l'air pur de la montagne » pourra-t-il conserver tout son sens ?

Achetez un appartement au Palace d'Ossau



vous pourrez contempler de vos balcons et de la terrasse
le panorama splendide qui a fait la réputation de Pau
Vous habiterez dans un cadre merveilleux de verdure
et de jardins sous un climat idéal et respiré

ADRESSEZ-VOUS A :

M. LEGRAND, Entrepreneur, Avenue d'Ossau, PAU
M^e LOUSTALET, Notaire, Rue A. Taylor, PAU

Figure 2 : L'air pur à Pau, un argument de vente dans l'immobilier des années 1930 [CHADEFAUD, 1987, p. 909]

En décembre 1997, au moment même où cette thèse était engagée, Jean-Pierre GIBLIN, directeur de la Direction des Affaires Scientifiques et Techniques, écrivait dans une note du Centre de Prospective et de Veille Scientifique intitulée « Transports et pollution de l'air : une question controversée » que « *L'imbrication des problèmes, la multiplicité des disciplines scientifiques mobilisées et la diversité des échelles d'analyse compliquent fortement l'appréhension [de ce sujet]. Cette complexité favorise les positions extrêmes* » [GIBLIN, 1997, p. 5]. L'auteur notait la nécessité d'apporter des clarifications à ce débat.

Le travail entrepris ici cherche à montrer que l'approche géographique, quasi inexistante sur les problèmes de pollution automobile, est légitime et innovante. Au delà d'une contribution à une meilleure connaissance des processus en cause dans les secteurs de montagne, ce travail veut mettre en évidence l'intérêt, l'apport d'une discipline telle que la géographie vis-à-vis d'un thème de recherche mobilisant de nombreuses disciplines scientifiques, essentiellement des disciplines dites « dures ». Ainsi, ce travail cherchera à illustrer comment la géographie peut apporter de nouveaux éclairages sur l'étude des aspects environnementaux et spatiaux liés aux émissions d'oxydes d'azote par les véhicules routiers.

Voici donc exposés, dans leurs grandes lignes, les fondements de notre réflexion et la justification du choix de travailler sur les effets de la pollution des transports routiers sur les écosystèmes montagnards. Les enjeux socio-économiques greffés autour de cette thématique sont nombreux et fortement imbriqués : la suite de cette introduction sera consacrée au développement de certains de ces aspects. Cette étape est primordiale pour nous car le cœur de cette thèse est consacré au processus de création d'information géographique sur la pollution des transports. Les aspects techniques et méthodologiques d'une recherche appliquée telle que celle-ci prendront alors le pas sur les aspects sociaux. Pourtant, le contexte social, économique, historique et politique n'a pas été pour autant évacué, loin de là : il est au contraire primordial car, bien que situé au second plan dans la démarche quotidienne de notre recherche, il permet de replacer le travail plus technique dans le cadre d'une vision plus générale. Cela permet – entre autre – de garder le cap au moment où les difficultés techniques, méthodologiques ou le souci d'intégration de connaissances issues des disciplines connexes pourraient avoir tendance, dans le long processus de la réalisation d'un travail de thèse, à apparaître comme des objectifs en soi, ce qui n'est pourtant pas le cas.

Il importe donc de replacer ce travail dans le contexte général des transports routiers et de préciser quelles sont les spécificités du franchissement pyrénéen et des terrains d'étude choisis : les vallées de Biriadou et d'Aspe. On discutera ensuite de la légitimité d'une approche géographique. Enfin, nous préciserons la problématique, le cadrage méthodologique et les limites de ce travail.

1 *Les contradictions et difficultés liées aux transports durables*

L'évolution des transports routiers depuis 30 ans. – Depuis l'après-guerre, la société est entrée dans un cercle vicieux de croissance des transports. Pendant les « Trente glorieuses », la vitalité économique et la réduction des coûts du transport ont généré une augmentation de la demande, entraînant à son tour des problèmes de congestion. Pour y faire face, de nouvelles routes, de nouveaux aéroports, de nouvelles infrastructures ont été construits. Ces aménagements, permettant à nouveau de réduire durées et coûts dans le secteur du transport, améliorent les rendements et le confort pour les usagers, induisant à court terme une nouvelle augmentation des trafics. Pour une nouvelle infrastructure routière, on peut compter sur une augmentation moyenne de mobilité de 10% à court terme et de 20% à plus long terme. Cette augmentation intègre un accroissement de la mobilité chez les usagers qui empruntaient déjà l'itinéraire, mais aussi l'arrivée de nouveaux usagers : jusqu'à 40% de trafic induit selon les cas [CEMT, 1996b, p. 2-3]. A long terme, les infrastructures influent également sur la localisation des entreprises et des ménages, contribuant à leur tour à l'augmentation de la demande. Le cercle vicieux est bouclé [AEE, 1999, p. 62].

Ce cercle vicieux entraîne un accroissement constant des volumes et des personnes transportées, et ce aussi bien en période de croissance que de récession. En France, entre 1970 et 1994, la mobilité des marchandises et des personnes a connu une forte progression : une hausse de 70% du trafic routier de marchandises et un doublement du trafic des véhicules particuliers [OCDE, 1997, p. 169-171]. Une partie de cette croissance s'explique par la situation géographique de la France, qui en fait un pays de transit⁸ de marchandises, en particulier entre le nord et le sud de l'Europe. Ce trafic de transit a fortement augmenté au cours des deux dernières décennies, « stimulé par le développement du grand marché européen et l'entrée du Portugal et de l'Espagne dans la Communauté européenne en 1986 » [OCDE, 1997, p. 169-171]. L'explosion du trafic de marchandises depuis une quinzaine d'années est la conséquence de deux mesures politiques prises au milieu des années 1980, amplifiées par les effets du contre-choc pétrolier : (a) des mesures fiscales favorables à l'usage de la route pour le transport des marchandises, (b) la

⁸ Transport routier en transit : Transport routier à travers un pays entre deux lieux (un lieu de chargement/embarquement et un lieu de déchargement/débarquement), l'un et l'autre situés dans un autre pays ou dans d'autres pays, pourvu que la totalité de parcours dans le pays ait été effectué par route et qu'il n'y ait eu ni chargement, ni déchargement dans le pays. Les véhicules routiers automobiles qui, à la frontière du pays considéré, sont chargés sur/déchargés d'un autre mode de transport sont compris [CEMT *et al.*, 1997, p. 15].

déréglementation du secteur des transports (qui se traduit par un moindre respect de la réglementation en matière de temps de conduite, de vitesses limitées et de poids en charge).

Les limites de l'organisation actuelle des transports sont environnementales et sociales. – Les Etats européens affichent la volonté de maîtriser la progression du transport terrestre. En conséquence, le gouvernement français a renoncé à certains projet routiers [SUBRA, 2001, p. 157] ; on peut citer notamment l'abandon du projet de tunnel routier sous le Mercantour en 1998 et l'annulation de l'utilité publique du projet d'A400 entre Thonon et Annemasse en 1998 [SUBRA, 2001, p. 162]. Pour autant, la route et l'autoroute ne sont pas mises au rancart : « en 2000, 890 km de nouvelles autoroutes sont encore en travaux et la Direction des Routes ne manque pas de projets » [MARTIN et CHATEAU, 2000, p. 150]. L'avis est aujourd'hui partagé que la construction de nouvelles routes ne constitue pas forcément la réponse au problème. Certains s'opposent à la construction de nouvelles routes en raison de son impact en matière d'emprises et d'environnement. Par ailleurs, de nouvelles routes engendrent une augmentation du trafic et suppriment une partie des avantages qu'elles procurent [CEMT, 1996a, p. 5]. Pourtant, à l'heure actuelle, le « cercle vicieux » fonctionne toujours ; c'est ce que montrent les données de synthèse récentes sur l'activité des transports.

En France, l'ensemble des transports terrestres de marchandises mesurés en tonnes-kilomètres a progressé, pour 1999, à un rythme très supérieur à celui du PIB (+4,2% en 1999 pour les transports terrestres contre 2,7% pour le PIB). Ce dynamisme est essentiellement le fait des transports routiers qui ont enregistré une accélération (+5,5% en 1999 après +3,3% en 1998). Après avoir reculé en 1998 et début 1999, le transport combiné a retrouvé, à la fin de l'année 1999, le niveau de début 1998. Ainsi, la route assure plus de 76% des transports intérieurs⁹. Le transport combiné fait piètre figure malgré la volonté affichée des pouvoirs publics français et européen de favoriser ce mode de transport, d'autant plus que « *le repli est plus marqué pour l'international que pour le national* » [SES TRANSPORT - INFOS RAPIDES, 2000, p. 3]¹⁰.

En Europe, les tonnes-kilomètres de marchandises ont affiché une hausse de 114% entre 1970 et 1998, au taux moyen de 2,8% par an, soit un peu plus que le PIB. Au cours de cette période, on a observé une baisse substantielle du transport de marchandises par rail

⁹ y compris le transit et le transport par oléoducs.

¹⁰ Ces statistiques sont corroborées par celles du Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie pour 1999 : « *La consommation d'énergie des transports connaît un essor considérable, de +3,7%, comme en 1998, après + 2,4 % en 1997 et + 0,6 % en 1996 [...]. Le trafic poids lourd connaît une forte croissance, de + 8,7 % en tonnes-kilomètres (+ 4,1 % en 1998). Au contraire, le fret SNCF continue de stagner, avec -1,2 %, après 0,5 % en 1998 et +8,6 % en 1997 ; en particulier, le transport combiné fer-route ne réussit pas à décoller puisque son trafic en tonnes-kilomètres baisse d'environ - 1 %, après - 3 % en 1998* » [DIRECTION GENERALE DE L'ENERGIE ET DES MATIERES PREMIERES – OBSERVATOIRE DE L'ENERGIE, 2000, p. 14].

(-15%) ainsi qu'une forte progression du transport routier (202%) [EUROSTAT, 2001, p. 59].

Ces tendances sont-elles durables ? Bien que certains remettent en cause les estimations et les travaux prospectifs établis pour guider les décideurs [COHEN DE LARA et DRON, 1997, p. 23], nous ne pouvons que relever l'existence de ces critiques, tout en utilisant les travaux auxquels elles s'adressent. Ce paragraphe reprend quelques-uns des points les plus consensuels quant à l'évolution du secteur des transports.

Les simulations du SES (Service économique et statistique du Ministère de l'équipement, des transports et du logement), de l'INRETS (Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité) et du LET (Laboratoire d'Economie des Transports) [BONNAFOUS *et al.*, 1998, web] s'accordent sur une hausse constante du trafic qui constitue une tendance lourde. Ces prévisions correspondent également aux résultats suisses ; rappelons que ce pays est en matière de gestion de l'activité de transport, largement plus avancé que la France. Sur la base de ces simulations, l'atelier chargé d'étudier les perspectives de la demande de transport à l'horizon 2015, pour le compte du Commissariat général du Plan, écrit : « *si la croissance devait être durablement élevée, des rythmes d'expansion du trafic qui ne nous sont plus familiers [...] pourraient réapparaître* » [BONNAFOUS *et al.*, 1998, web]. Les chiffres pour l'année 1999 ne contredisent pas ce comité d'expert. Plus récemment, aucun participant au Symposium « Questions-clés pour le transport des années 2000 », n'a douté que la croissance des transports se poursuivrait [CEMT, 2000b, p. 4]. Pour la plupart des pays de la CEMT¹¹, on prévoit dans les quinze prochaines années une augmentation de plus de 50% du trafic. « *A ce rythme, l'infrastructure est mise à rude épreuve, les conditions de circulation deviennent chaotiques et l'environnement se dégrade rapidement. L'adoption d'une solution satisfaisante à ce problème est d'une importance vitale* » [CEMT, 1996a, p. 15].

Des chiffres et des comportements alarmants. – Parallèlement, et conformément à la description faite du cercle vicieux¹² de la demande en matière de transport, l'évolution du

¹¹ Situation en 2001 : Les 17 pays suivants sont les membres fondateurs de la Conférence Européenne des Ministres des Transports (CEMT) en 1953 : Allemagne, Autriche, Belgique, Danemark, Espagne, France, Grèce, Irlande, Italie, Luxembourg, Norvège, Pays-Bas, Portugal, Royaume-Uni, Suède, Suisse, Turquie. Les 24 pays suivants ont adhéré à la CEMT l'année indiquée entre parenthèses : Albanie (1998), Azerbaïdjan (1998), Belarus (1996), Bosnie Herzégovine (1993), Bulgarie (1992), Croatie (1992), ERY Macédoine (1996), Estonie (1992), Fédération de Russie (1997), Finlande (1975), Géorgie (1997), Hongrie (1991), Islande (1998), Lettonie (1992), Liechtenstein (2000), Lituanie (1992), Moldova (1994), Pologne (1991), Rép. Fédérale de Yougoslavie (2001), Rép. Slovaque (1993), Rép. Tchèque (1993), Roumanie (1992), Slovaquie (1992), Ukraine (1996).

¹² Gabriel DUPUY propose une mise en perspective historique de ce cercle vicieux : « *Il y a une quarantaine d'années, les ingénieurs routiers américains découvraient le « cercle magique » du développement de l'automobile. Ils constataient en effet que l'accroissement de la circulation conduisait à renforcer le réseau routier, ce qui incitait les automobilistes à rouler plus, attirait de nouveaux automobilistes, accroissant la circulation, donc le développement du réseau et ainsi de suite. La*

mode de vie des français va vers un accroissement constant du nombre de véhicule par foyer : la « multimotorisation » (au moins deux voitures par foyer) a augmenté de 34,5% entre 1995 et 1997, le trafic automobile a augmenté de 43,6% en 12 ans, alors que le PIB, pour la même période, a augmenté de 25,7% seulement. L'évolution du mode de vie des sociétés occidentales vers toujours plus de mobilité (renforcée par l'apparition des téléphones, ordinateurs et autres appareils portables) va à l'encontre d'une diminution ou d'une stabilisation des trajets. Déjà en 1990, PIOLLE [1990, p. 153] propose le terme de « territorialité nomade » pour décrire ce mode de vie, basé sur des repères spatiaux dissociés, distants. L'auteur ajoute que « *en altérant les territoires traditionnels, le mouvement [la mobilité] a transféré l'inadaptation, par rapport à la société globale, des nomades aux sédentaires* » [PIOLLE, 1990, p. 153]. En effet, au delà des difficultés plus ou moins matérielles auxquelles est confronté le non-motorisé, on peut ajouter une certaine exclusion sociale pour le non-titulaire du permis de conduire. DUPUY [1999, p. 33] note que l'obtention du permis de conduire est considéré par les jeunes comme le symbole de l'entrée dans la vie adulte, mais aussi le signe de l'entrée dans un véritable club, celui des titulaires du permis de conduire, dont certains sont exclus.

La mobilité est donc une caractéristique structurante de l'organisation actuelle de notre société : il est aujourd'hui relativement difficile de vivre sans voiture¹³, notamment parce que les résidences, les commerces, et de plus en plus les loisirs¹⁴, se situent en périphérie des agglomérations et que l'emploi reste beaucoup plus concentré que les résidences. Les services publics et les services aux ménages progressent notablement dans tous les tissus hors centre-ville [ORFEUIL, 2000, p. 22]. Ces aspects font que « *pour la société, l'automobile n'est plus un choix mais une dépendance* » [DUPUY, 1999, p. 4] et, logiquement « *le fond du problème pour le futur est l'augmentation excessive du nombre de véhicules... ce qui est étroitement lié à la dépendance croissante vis-à-vis de l'automobile, dépendance créée*

profession se félicitait évidemment de cet effet boule de neige. Voici comment était présenté le phénomène dans une revue professionnelle, Asphalt Institute Quarterly, en 1967. C'est un « cycle perpétuel » dont l'élément-clé est constitué par l'extension du réseau routier. Les 45000 miles ajoutés chaque année au réseau facilitent les déplacements automobiles, chaque mile provoquant en moyenne la consommation de 5000 gallons d'essence supplémentaires par an. Le produit des taxes sur les carburants, à l'époque dédié à l'investissement routier, s'accroissait en proportion, permettant de réaliser de nouvelles infrastructures... Depuis cette époque, le « cercle magique » continue de tourner. Il a même accéléré sa course, mais on le regarde désormais avec plus d'inquiétude que d'émerveillement » [DUPUY, 1999, p. 8].

¹³ Ceci est valable pour la société occidentale de façon générale. Cette affirmation n'est pas forcément vraie dans les centres-villes urbains, généralement bien desservis par les transports en commun. DUPUY [1999, p. 2] cite quelques exemples d'exceptions à la dépendance automobile : les pays de l'ex-bloc de l'Est et leurs transports publics, la Chine et son demi-milliard de vélos, Ouagadougou et ses deux-roues à moteur (plus d'un véhicule de ce type par ménage), Bogotá et ses 20000 autobus.

¹⁴ On pense notamment aux « multiplexes », complexes cinématographiques. « *Ces implantations ont d'abord suscité de vives inquiétudes à la fois sur la fréquentation des cinémas de centre-ville et sur les déplacements induits dans les périphéries. Le sentiment général était qu'après le commerce, c'était la vie culturelle qui allait quitter les centres historiques* » [ORFEUIL, 2000, p. 61]. Les analyses récentes montrent que « *le jeu est plus ouvert qu'il ne semblait l'être au départ* », la concurrence a stimulé les offres des centres-villes [ORFEUIL, 2000, p. 62].

au moins en partie par un changement structurel plus vaste dans notre société » [RAC, 1995 in DUPUY, 1999, p. 5].

Ainsi, l'organisation économique et spatiale est fortement structurée par les transports routiers. Pourtant, on sait que les pressions exercées par les transports sur l'environnement peuvent atteindre un seuil que la majorité des citoyens ne consent pas à franchir. La situation dans laquelle se trouve actuellement le secteur des transports a été prise en compte par les pouvoirs publics. Les limites de l'organisation actuelle des transports sont atteintes. Elles sont environnementales, et donc sociales.

En France, la politique des transports est actuellement évaluée en réponse aux conclusions des études prospectives. Selon ces dernières, le mode de fonctionnement des transports constitue une impasse à moyen terme. On assiste à une prise de conscience généralisée des impacts environnementaux¹⁵ liés aux transports routiers : ces derniers sont coûteux en infrastructures (construction et entretien), peu sûrs, bruyants, polluants (santé, écosystème, global change¹⁶, couche d'ozone, etc.). Consommateurs d'espace et d'énergie, ils morcellent le paysage, les territoires animaux et imperméabilisent les sols [MERLIN, 1997, p. 464 ; OFS-OFEEFP, 1997, pp. 256-259]. Ainsi, la pollution de l'air ne constitue qu'un des volets de ces impacts. Inspirées de JOUMARD *et al.* [1995, p. 25], les catégories proposées ci-dessous ici se veulent plus proches de préoccupations sociales que scientifiques¹⁷ :

La pollution sensible. – Ce sont essentiellement les odeurs, les fumées, les salissures : des éléments perceptibles par nos sens.

La pollution affectant la santé humaine. – Les problèmes de santé sont liés principalement au monoxyde de carbone (CO) pour ses effets hypoxiques¹⁸, à certains hydrocarbures (HC) pour leurs effets cancérigènes, au dioxyde d'azote (NO₂) qui provoque des altérations pulmonaires, aux particules fines (PM10, PM2,5) qui sont le média de certains

¹⁵ On n'évoque pas ici les autres impacts, notamment les accidents et dommages corporels.

¹⁶ Changement global : changement climatique, modification de l'atmosphère, perturbations de la circulation océanique, réduction de la biodiversité, appauvrissement des sols, etc.

¹⁷ De nombreuses typologies sont proposées pour classer les polluants suivant leur mode et/ou leur échelle d'action. Les difficultés sont nombreuses si bien qu'aucune de ces typologies n'est parfaite. La part de recouvrement des différentes « catégories » est toujours importante : la plupart des polluants pouvant se situer dans plusieurs d'entre elles. La typologie proposée ici n'y coupe pas ; comme les autres, elle constitue plus un mode de présentation qu'un outil scientifique. Les difficultés relatives aux échelles temporelles et géographiques d'action des polluants sont développées au § 1.6 Les échelles de la pollution : élasticité de la dimension spatio-temporelle des phénomènes de pollution, p. 108.

¹⁸ Diminution de l'apport ou de l'utilisation de l'oxygène au niveau des tissus.

hydrocarbures, enfin à des métaux lourds. On connaît mieux les effets des crises aiguës que ceux de l'exposition chronique.

Le smog photochimique. – C'est la pollution photochimique. Elle est liée à la transformation de polluants primaires tels que les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂), les hydrocarbures en polluants secondaires, sous l'effet du rayonnement solaire, par le biais de réactions chimiques complexes (cf. § 2.2 Chimie et devenir des NO_x dans l'atmosphère, p. 119). Les polluants secondaires ainsi formés sont des oxydants puissants : ozone O₃, peroxyacétyl-nitrate PAN, qui irritent les yeux, les voies respiratoires et entraînent des lésions pulmonaires ; ils sont également responsables de la diminution de certains rendements agricoles.

Les pluies acides. – Ce terme, bien connu du grand public, est très mal choisi (on ne l'utilisera pas dans la suite de ce travail). Il désigne en fait les processus de dépôts secs et/ou humides de polluants acides et eutrophisants sur la végétation. Il s'agit essentiellement des oxydes d'azote et du dioxyde de soufre, même si d'autres polluants entrent en ligne de compte par le biais des réactions chimiques, comme les hydrocarbures (notamment les composés organiques volatils). Ce type de pollution est celui auquel cette thèse s'intéresse plus particulièrement.

Le changement global. – A l'échelle de la planète, les polluants ont des conséquences sur la diminution de la couche d'ozone stratosphérique¹⁹ (CFC²⁰, oxydes d'azote NO_x), mais aussi sur l'augmentation de la température moyenne de l'atmosphère à laquelle les gaz à effet de serre participent vraisemblablement, notamment le dioxyde de carbone CO₂.

Les conséquences des émissions sur la qualité de l'air constituent un véritable problème environnemental. Or, une part de plus en plus importante est imputable aux transports (cf. § 1.2 La part des transports routiers dans les émissions totales, p. 80).

Nécessité d'une approche durable. – Ces éléments font qu'il est aujourd'hui bien établi, notamment pour les pouvoirs publics français et européens, que le « tout routier » n'est pas viable : « *Sachant que plusieurs impasses majeures se profilent à l'horizon 2010-2030 [...], il convient que l'organisation des transports en France s'aligne sur les systèmes européens les plus performants dans la durée (Suisse, Allemagne...).* [...] *Des choix modaux cohérents doivent être pris, notamment pour le trafic de transit au plan européen. Un rééquilibrage*

¹⁹ Si dans les hautes couches de l'atmosphère, au niveau de la stratosphère, la couche d'ozone fait écran à une partie nocive des UV et constitue ainsi un élément indispensable de l'écosystème terrestre, l'ozone dans les basses couches de l'atmosphère (troposphère) est un polluant nocif tant pour la santé humaine que pour la végétation.

²⁰ Chlorofluorocarbures

modal, notamment pour le trafic sur longues distances et les traversées des massifs, conformément aux orientations des Etats européens les plus avancés devient une nécessité » [PREDIT INFO, 2000, p. 2].

Notons que si les limites du transport routier sont dites « environnementales », elles sont avant tout sociales car c'est le degré d'intéressement porté par la société à son environnement qui donne plus ou moins de poids aux arguments environnementaux : « *avec l'émergence de la conscience écologique, nous comprenons que, de l'idée que nous nous faisons de la nature, dépendent des conséquences considérables, y compris pour la nature elle-même* » [LEVY, 1999, p. 129]. D'autre part, si le consensus existe – sur le papier – autour de la nécessité d'infléchir les tendances actuelles dans les transports, il reste à faire des choix politiques (forcement difficiles étant donné les aspects contradictoires des intérêts en jeu) et à les appliquer de façon opérationnelle. L'objectif est clair : il s'agit d'atteindre une certaine « durabilité » dans le secteur des transports ; mais qu'entend-on par « mobilité durable », « transports durables » ?

Une mobilité durable. – On ne peut pas ne pas évoquer le concept de développement durable, auquel se réfère celui de mobilité durable. Commençons par signaler que le néologisme « soutenable » est plus fidèle au sens anglo-saxon de l'expression « sustainable development », porteuse de deux significations distinctes et complémentaires : le développement économique doit être à la fois acceptable par tous aujourd'hui, ce qui implique une solidarité géographique envers les pays les plus défavorisés (efforts de coopération), et acceptable par les générations futures, en leur laissant les ressources naturelles en quantité et en qualité suffisantes pour assurer leur propre développement. Le terme de soutenable, utilisé au départ, a été rapidement remplacé par celui de durable, évacuant une grande partie du volet concernant la solidarité géographique immédiate pour conserver essentiellement le volet concernant la préservation de l'environnement [STOFFAËS, 1993, p. 33]. Néanmoins, étant admis par tous, nous emploierons le terme de développement durable.

Les travaux du Club de Rome (« Halte à la croissance » – 1972) montrant les limites de la croissance exponentielle en liaison avec le caractère fini des ressources [WAAUB, 1991, p. 53], la mission de l'ONU dirigée par le Premier ministre norvégien de l'époque (1988), Mme Gro BRUNDTLAND sur l'environnement et le développement, le Sommet de la Terre à Rio de Janeiro (juin 1992) où a été adoptée la convention internationale sur le développement soutenable et la liste des actions mondiales à mener, répertoriées dans l'Agenda 21, sont autant d'actes fondateurs d'un projet de société autour de la notion de développement durable.

Théoriquement, le concept de développement soutenable renvoie aux dimensions économique, sociale et écologique. Ni déification de la nature ("Deep Ecology"), ni anthropocentrisme : l'interdépendance homme-nature est une des bases du concept. Dans la pratique, il s'agit avant tout d'un développement économique durable qui intègre des préoccupations écologiques et sociales de long terme, la prise en compte de l'équité, le principe de précaution. Ainsi, si tout le monde s'accorde sur la définition du rapport BRUNDLAND qui a rendu ce terme si populaire – « *le développement soutenable répond aux besoins du présent sans compromettre la possibilité pour les générations à venir de satisfaire les leurs* » [WCED, 1987 in FAUCHEUX et NOËL, 1995, p. 240] – l'interprétation qui en faite n'est pas toujours la même. Pour STOFFAËS [1993, p. 32], le développement durable est « *une notion [qui] s'inscrit au carrefour de plusieurs traditions intellectuelles et doit être considérée avant tout comme une notion pragmatique servant à afficher un enjeu et à provoquer de multiples recompositions théoriques et pratiques* ». Le caractère multidimensionnel du concept (dimensions sociale, économique et écologique) génère une certaine confusion et fait que « *le concept de développement soutenable est souvent utilisé comme une boîte noire* » [FAUCHEUX et NOËL, 1995, p. 239]. Devenu le « *paradigme du développement pour les années 1990 [et 2000]* » [LELE, 1989 in FAUCHEUX et NOËL, 1995, p. 239], invoqué à tort et à raison²¹, dès que les circonstances s'y prêtent depuis maintenant plus de 10 ans, il reste pourtant à le traduire dans les politiques concrètes et à l'intégrer réellement comme une nouvelle façon d'envisager le développement. On ne modifie pas en quelques mois des années de pratiques liées à d'autres façons de faire, ni l'éparpillement des compétences. Mais, il apparaît difficile d'en extraire directement des recommandations opératoires pour conduire des politiques ou mettre en place des dispositifs de gestion économique [STOFFAËS, 1993, p. 33].

En France, les compétences auxquelles renvoie le projet de durabilité en matière de mobilité sont divisées et réparties dans divers services, ministères et organismes, plus ou moins cloisonnés, ce qui ne favorise pas la cohérence au niveau politique, malgré le fait reconnu que « *la croissance des transports va plus vite qu'il ne serait souhaitable si on intègre l'objectif d'une durabilité* » [CEMT, 1997, p. 2]. André ETCHELECOU, dans le rapport au Ministère de l'Environnement « *Transports internationaux en montagne – Sortir de l'impasse* », écrivait : « *On ne peut pas, dans le domaine des transports terrestres, ne raisonner qu'en terme de volume de trafic, qu'en terme de capacité d'infrastructure, [...]*

²¹ Par les politiques eux-mêmes, puis par les industriels. On citera, par exemple, la campagne de publicité de l'agence CLM-BBDO pour EDF. Intitulée « donner au monde l'énergie d'être meilleur », cette campagne traduit « *la vision de la marque EDF voulant 'faire avancer le monde sans faire reculer l'homme' et illustre un véritable engagement en faveur du développement durable* » [EDF, 2001, communiqué de presse, p. 1].

on est obligé d'associer volume, capacité, mode de transport, effets sur l'environnement naturel et humain » [ETCHELECOU et al., 1997, p. 37].

Il s'agit donc, dans une optique de mobilité durable, d'établir – entre autre – l'impact des dysfonctionnements de l'organisation actuelle du secteur des transports, d'améliorer la compréhension des divers processus interconnectés. L'étape préalable du diagnostic pose de nombreuses difficultés. Une des principales vient du fait que la concurrence entre les différents modes de transports est biaisée au profit de la route. Cela fausse, dès le départ, les démarches visant la comparaison des divers modes de transports, indispensable dans l'optique d'établir un bilan.

Des modes de transport peu comparables. – Plusieurs expertises menées au sein d'organismes d'Etat comme le Commissariat Général du Plan dénoncent pour la France, « *l'insuffisante cohérence de la politique des transports* » [BONNAFOUS et al., 1996, web]. L'organisation actuelle est loin d'être optimale, avec des déséquilibres issus notamment de la sous-tarification du transport routier de marchandises, dont la concurrence avec le rail est biaisée [STOFFAES, 1993, p. 115]. En effet, les tarifs du transport routier n'intègrent pas suffisamment les coûts externes qu'ils provoquent en terme d'occupation d'espace, de pollution de l'air, de bruit, de dégradation des façades de bâtiments, d'effet de serre, de dégradation des infrastructures, de morcellement des espaces et d'atteintes à la biodiversité, de pénalisation de certaines activités liées à la qualité de l'environnement²². Le total des coûts externes du mode routier pour 1995 est compris, pour la France, dans une fourchette de 314,5 milliards de FF – *niveau 0* – à 477 milliards de FF – *niveau développement durable* –, le PIB pour 1995 ayant été de 7547 milliards de FF. Ceci représente de 4,2 à 6,3% du PIB²³ [ETCHELECOU et al., 1997, p. 148].

Tant qu'une politique tarifaire rationnelle ne sera pas mise en œuvre, il semble impossible d'instaurer « *une concurrence équitable, de décourager les investissements non prioritaires et de résoudre au mieux les problèmes de congestion* » [BONNAFOUS et al., 1996, web]. Ces auteurs proposent comme base de tarification « le coût marginal de développement » qui consiste à faire supporter à l'utilisateur le coût de « *la compensation des dommages que son passage inflige à l'infrastructure, celle des dommages qu'il inflige à autrui (insécurité,*

²² On ajoute : accidents de la route, collisions faune/véhicule, apports d'éléments directement toxiques, modification des grands cycles biogéochimiques, imperméabilisation du sol, accumulation de polluants dans la chaîne alimentaire, dégradation visuelle des paysages....

²³ D'autres sources proposent les mêmes ordres de grandeurs : les coûts externes du transport en Europe représentent 4 à 5 % de son PIB, dont plus de 80 % sont dus à la route ; on peut les estimer en France entre 250 et 300 milliards de francs par an [PREDIT INFO, 2000, p. 2].

dégradation de l'environnement) et une juste contribution à la construction des infrastructures nouvelles dont son passage augmente la nécessité (le coût de développement) ».

Il convient toutefois de préciser que cette approche financière relativement nouvelle²⁴ ne permet que de mieux évaluer l'avantage des modes de transport autres que le transport routier : tous les dommages ne peuvent pas être (directement) réduits à de simples questions financières comme cette thèse le démontrera. Pourtant, à terme, c'est bien là l'enjeu pour une grande partie des recherches menées de façon plus ou moins directe sur les impacts environnementaux des activités humaines.

La nécessité de mieux évaluer les impacts environnementaux. – Si ce n'est par une évaluation économique, comment l'environnement peut-il être pris en compte par les décideurs ? Bien que controversée, cette question est primordiale, mais la question de l'évaluation de la valeur de l'environnement se posera avec plus d'acuité à la fin de cette thèse. La présentation de ce travail progresse selon cette logique : les quelques pages consacrées au contexte général des transports mettent en évidence l'existence de manques en matière de connaissance, justifiant en partie notre approche. Le corps de la thèse détaillera de quelle façon l'information géographique sur la pollution azotée a été construite. Suivant la même logique, un des points de la conclusion de ce travail visera à évaluer l'apport, l'utilité potentielle – à terme – de ce travail. Peu d'alternatives sont proposées à la monétarisation de l'environnement qui apparaît de fait comme la principale voie pour la prise en compte de la dimension environnementale dans les processus de décision. Cela ne va pas sans poser de nombreuses questions d'ordre éthique et technique. Cette volonté de gérer rationnellement et durablement les transports est une nécessité. Gabriel WACKERMANN tire la sonnette d'alarme : « *Une mise en garde s'impose. Le monde des transports se positionne aux avant-postes des turbulences économiques et sociales, d'autant plus que la mobilité s'est généralisée et continue à s'accroître à vive allure. [...]. Une vraie réflexion sur l'optimisation et le devenir du transport ne saurait donc se réaliser sans un minimum de recul et une vision à long terme, prenant en compte l'internalisation des coûts externes, les exigences environnementales et, dans ce cadre, l'indispensable efficacité socio-économique. Malheureusement trop de rapports d' « experts », y compris ceux demandés par les pouvoirs publics, justifient ou sont destinés à justifier des politiques d'opportunité destinées à éviter des vraies mesures de portée durable. Ainsi les autorités nationales et inter- ou supranationales n'osent guère contrer les puissants lobbies routiers* » [WACKERMANN, 2000, p. 264-265].

²⁴ Jusque récemment, la question des coûts apparaissait surtout sous la forme des dépenses directes engagées pour la protection de l'environnement. Aujourd'hui, on cherche aussi à évaluer ceux induits par l'absence de protection de l'environnement ou de la santé [COHEN DE LARA et DRON, 1997].

La question Pyrénéenne. – Il existe des caractéristiques communes à toutes les zones montagnardes. L'une des principales est le nombre limité de passages permettant la traversée des massifs d'où la concentration du trafic sur les quelques vallées de transit offrant les infrastructures adéquates. En France, une attention particulière est portée au massif alpin. Cela s'explique par le fait que dans les Alpes, Vintimille constitue le seul passage côtier, plus aisé. Le reste du trafic se partage selon trois passages principaux très fréquentés : Mont-Blanc et Fréjus par la route, Mont-Cenis par le rail. Tous trois sont situés en zones difficiles. Le trafic potentiel est plus limité et les nuisances sont fortement ressenties, notamment sur les deux axes routiers parce qu'il s'agit de vallées de haute montagne. Pourtant, dans les Pyrénées, le trafic s'avère plus important. Mais, « *cette situation [...] est, pour le moment, plus supportable pour les vallées les plus montagneuses. Car, à l'heure actuelle, l'essentiel des passages de fret international s'opère par les deux extrémités de la chaîne [Bariatou/Hendaye sur la côte basque, Perthus/Port-Bou sur la côte catalane]* » [ETCHELECOU *et al.*, 1997, p. 35]. Cependant, « *il convient de souligner que le flux de marchandises dans les Pyrénées et particulièrement les flux routiers sont désormais plus importants que dans les Alpes et que leur taux de croissance est plus rapide* » [CARRERE, 1999, p. 110].



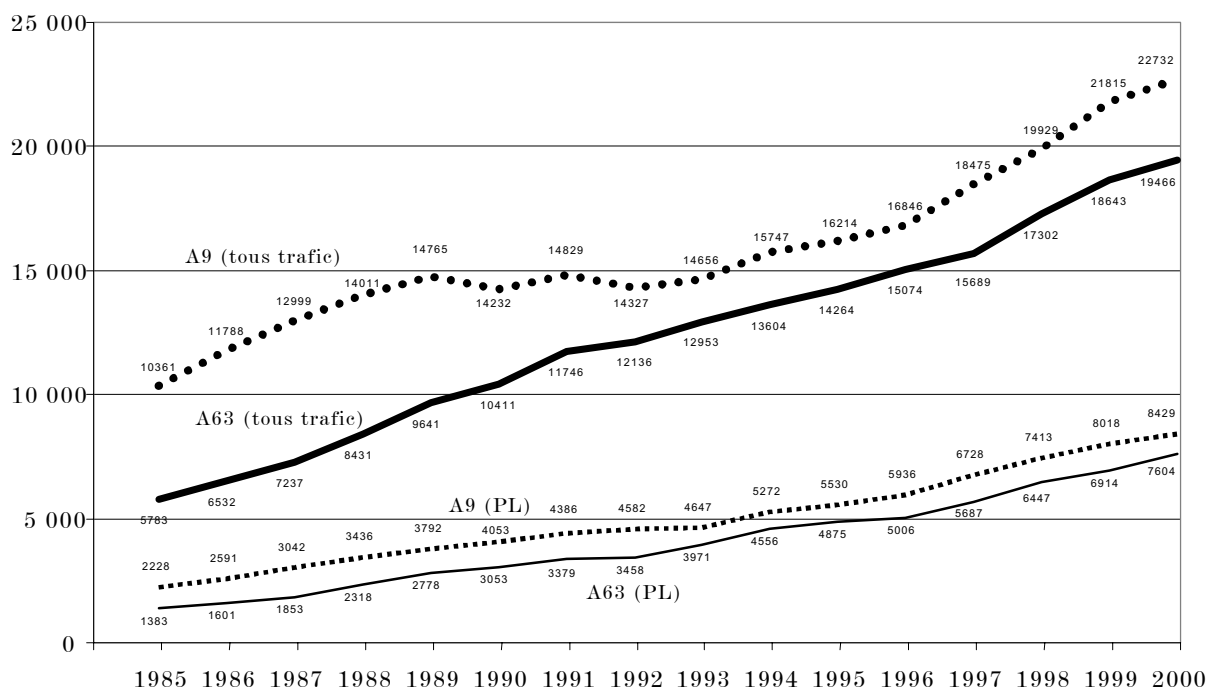
Carte 1 : Trafic moyen journalier annuel 1999 [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2000, p. 14]

D'une manière générale, la situation dans les Pyrénées, se dégrade rapidement et fortement : entre 1985 et 1998, le passage de poids lourds a été multiplié par quatre : 3 700 PL²⁵ quotidien en 1984, 16 033 en 2000 pour l'A9 (côte méditerranéenne) et l'A63 (côte atlantique) uniquement. Le flux moyen journalier aux frontières est de 116 800 véhicules dont : 36% sur les deux autoroutes côtières (37% de PL sur l'A7 et 39% sur l'A63), 36% sur les 3 routes nationales côtières (N10, N9, N114) et la route départementale (D912) à Hendaye ; sur ces dernières, le trafic est en grande partie de nature locale [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2001, dépliant]. Sur les deux autoroutes, la croissance du trafic se poursuit de manière différenciée : alors que les trafics VL et PL augmentent depuis 3 ans de façon semblable au Perthuis (A9), le trafic PL à Bariatou (A63) poursuit une augmentation linéaire très dynamique d'environ +10% par an, le trafic VL augmentant très modestement. Sur l'A63, le trafic de transit représentait 41,1% du trafic PL de 1999 [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2000, p. 50]. Parallèlement au dynamisme des passages côtiers, le trafic des itinéraires principaux des Pyrénées centrales stagne : le TMJA²⁶ était de 17 755 en 1998, 17 795 en 1999 et 17 780 en 2000 [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2001, dépliant] ; cf. Graphique 1.

A échéance de 20 ans et sans politique de transport ferroviaire, avec un accroissement du trafic moitié moindre que celui observé depuis 15 ans et inférieur à celui retenu par le CETE (2,7 pour le transport international de marchandises), on passera à 30 000 PL/jour [ETCHELECOU, 1999a, p. 40]. BECKER aboutit aux mêmes ordres de grandeur : 28 000 à 32 000 PL/jours en 2015 [CONSEIL GENERAL DES PONTS ET CHAUSSEES, 2001, p. 38]. Lors des réunions de travail préparant la négociation du contrat de plan Etat-Région, les instances régionales ont pris comme base « *le doublement, d'ici 2010/2015, des flux de marchandises à la frontière franco-espagnole, transportés à 98% par la route, dont 49% relèvent du trafic de transit entre la péninsule ibérique et le reste de l'Europe* » [CONFERENCE AQUITAINE, 1999b, p. 27].

²⁵ PL = Poids lourd ; VL = Véhicule léger

²⁶ TMJA est le Trafic Moyen Journalier Annuel. C'est une des références le plus souvent employée pour l'analyse des trafics.



Graphique 1 : Evolution du trafic aux deux extrémités de la chaîne Pyrénéenne depuis 15 ans [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2001, dépliant].

Pendant les 10 dernières années (1989-1999) le trafic PL a été multiplié par 2,1 au Perthus et par 2,5 à Bariatou. Cela représente, en moyenne pour chacun des 2 passages autoroutiers, environ 400 PL supplémentaires par jour chaque année. Au cours des années 1997 et 1998, l'augmentation du trafic lourd s'est accélérée : en moyenne + 730 PL par jour et par an sur chacun des passages. En 1999, la croissance est un peu moins forte : + 540 PL en moyenne par jour [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2000, p. 44].

Ces évaluations ne prennent pas en compte la mise en place d'un éventuel tunnel Europe/Afrique qui serait percé entre Algésiras et Tanger. Actuellement tout à fait mineur (300 PL/jour transitant par bateau), l'ouverture de ce marché noircira forcément le tableau [ETCHELECOU, 1999b, p. 112]. L'aménagement du port de Sines au Portugal contribuera également à l'accroissement du trafic : mis en service en 1978, ce port de haute mer permet au Portugal de se positionner sur le marché maritime mondial. Situé au carrefour des principales routes maritimes des Etats-Unis et de l'Europe du Nord, il est en pleine expansion. Plusieurs projets d'aménagement sont prévus pour permettre l'accueil de porte-conteneurs de 8 000, voire 12 000 tonnes. D'ici 2007, le trafic prévu est de 1 300 000 tonnes par an [DINIS COSTA DIAS, 1999, p. 45]. « Le port de Sines donne accès aux itinéraires intercontinentaux et fonctionne comme centre de concentration et de distribution au niveau européen [...]. Une voie [maritime] reliant la péninsule ibérique au reste de l'Europe et un bon réseau de communications terrestres semblent nécessaires » [DINIS COSTA DIAS, 1999, p. 46].

Ainsi, même en retenant l'hypothèse « basse » de 30 000 PL/jour à l'horizon 2017, ce flux ne peut pas transiter par les infrastructures disponibles actuellement : au Perthus, l'autoroute 2x3 voies supporte environ 8 000 PL/jour. Deux des trois voies sont déjà

couramment occupées par les camions. On peut cependant imaginer un trafic de 10 000 PL/jour. A Biriadou, l'autoroute compte 2x2 voies, mais le passage à 3 voies²⁷ pourrait permettre le même trafic qu'au Perthus, soit 10 000 PL/jour. Ainsi, 20 000 PL/jour pourraient transiter par les deux extrémités de la chaîne pyrénéenne. Il reste malgré tout à trouver un passage au 10 000 PL/jour « résiduels » une fois toutes les infrastructures existantes saturées. L'afflux de camions sur l'axe Saragosse-Somport-Pau peut être évalué entre 1 000 et 2 000 PL/jours [MARTINEZ, 2002 et LARUGA, 2002 *in* PROSPECTIVE ET DEVELOPPEMENT, 2002, web ; ETCHELECOU, 1999a, p. 41].

On sait donc que la traversée des Pyrénées va poser de grandes difficultés d'ici quelques années ; la recherche de solutions est nécessaire, mais est très loin d'être évidente. En effet, on peut s'inquiéter, comme Michel RODES (du Conseil Economique et Social d'Aquitaine) du fait que l'axe du Somport était présenté, il y a 15 ans comme une solution au franchissement des Pyrénées. Ce dernier considère ce projet comme un échec, compte tenu de son coût et du retard pris par le chantier [CONFERENCE AQUITAINE, 1999a, n.p.], sans compter les problèmes environnementaux et paysagers fortement dénoncés, ni l'effritement social lié à la division de la population de la vallée entre les « pro- » et les « anti-tunnel ». Le bilan apparaît d'ores et déjà assez lourd pour un axe qui ne pourra absorber qu'une faible part des 10 000 PL/jour « résiduels ». L'importance du conflit social en vallée d'Aspe favorise une certaine ambiguïté de la part des services publics quant aux perspectives de trafic. Initialement conçu comme un axe européen²⁸, la RN134 est aujourd'hui présentée comme une liaison d'intérêt strictement régional. Le rapport Becker affirme même que le trafic sur la route du Somport « *ne devrait pas connaître d'évolution sensible, même avec l'ouverture du tunnel (l'expérience du tunnel du Puymorens est révélatrice à cet égard)* » [CONSEIL GENERAL DES PONTS ET CHAUSSEES, 2001, p. 40]. Notons toutefois que le trafic au tunnel du Puymorens (payant) est certes faible mais il a été multiplié par 10 depuis son ouverture (en 1993) avec le passage de 30 PL à 312 PL/jours (en 1998) [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2000, p. 43 ; PROSPECTIVE ET DEVELOPPEMENT, 2002, web].

Notons que « *l'interdiction de circuler pour les poids lourds en transit peut résulter de la volonté politique (en Suisse) mais aussi de la pression de la population* » [CONFERENCE AQUITAINE, 1999a, n.p.]. C'est ce qui s'est effectivement passé dans le Val d'Aran, un passage relativement étroit, où transitent 400 PL/jour. Les élus et la population ont jugé

²⁷ « *Les études et la perspective de lancement des travaux de mise à deux fois trois voies de l'autoroute A63 entre Bayonne et la frontière espagnole, travaux estimés à 2 milliards de francs sont [...] envisagés par le concessionnaire* » [CONTRAT DE PLAN ETAT-REGION AQUITAINE 2000-2006, 2000, p. 8]. Il s'agit d'une opération « Hors Contrat de Plan ».

²⁸ L'itinéraire européen E7 « Pau-Saragosse-valence » était décrit en 1988 comme une « grande liaison d'aménagement du territoire ».

cette situation insupportable et ont réussi à faire accepter – contre l’avis du préfet – que les poids lourds ne puissent plus circuler la nuit [ETCHELECOU, 1999b, p. 113]. Il faut cependant nuancer l’allusion à la politique Suisse. En effet, la volonté politique forte de régulation du trafic mise en place en Suisse, a eu des répercussions sur la répartition des trafics à l’échelle de tout le massif alpin : les « voies de contournement » de la Suisse ont connu un accroissement de leurs trafics en liaison avec les mesures très restrictives prises en Suisse. Sous la pression de ses voisins (l’Union Européenne), la Suisse a donc récemment (1^{er} janvier 2001) réouvert une partie de son réseau aux camions²⁹. Il s’agit d’une ouverture progressive : en 2000, le territoire suisse s’est ouvert aux camions de 28 tonnes ; de 2001 à 2004, les 34 tonnes seront autorisés ; et, à partir de 2005, les 40 tonnes. En contrepartie, les taxes routières ou « redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations » (RPLP) ont augmenté [OUDIN, 2001, p. 44-47]. Selon OUDIN [2001, p. 47], « *l’Union européenne devrait prendre exemple sur la méthode suivie par la Suisse pour lancer ses ambitieux projets de ferroutage à travers les Alpes* ».

Si, pour les Pyrénées, 8 000 (actuellement) à 10 000 (prévision) poids lourds peuvent être supportés – en terme d’infrastructure – au niveau des extrémités de la chaîne, en zone de haute montagne, la capacité à accepter le trafic est beaucoup plus faible. Dans ces secteurs, quelques centaines de poids lourds par jour peuvent faire beaucoup de dégâts. L’argumentaire des oppositions repose sur le refus du recours systématique au transport routier et sur des arguments environnementaux : nuisances sonores et visuelles, encombrement, effet coupure, etc. générés par les routes. Les arguments liés à la pollution de l’air émergent depuis quelques années mais restent relativement flous. Une qualité de l’air aussi dégradée que celles des grandes agglomérations est souvent évoquée. A ce niveau, elle constitue un danger pour la santé des populations, comme l’ont montré de nombreuses études (le programme ERPURS³⁰ par exemple). Le volet « impact sur la santé humaine » est donc commun, en partie, aux agglomérations urbaines et à certaines vallées. On aborde moins souvent le fait qu’en zone de montagne, les concentrations élevées en polluants ont lieu dans des milieux naturels fragiles, ce qui les distinguent des zones urbaines. Bien que cet élément fasse partie des arguments de fond justifiant la remise en cause de la politique des transports en montagne, le volet « impact sur la santé des écosystèmes » ne rassemble pourtant que très peu d’études et les connaissances sont éparses. De ce fait, l’argumentaire dépasse rarement le niveau des généralités : comme le

²⁹ Le 21 mai 2000 la Suisse a approuvé par référendum les 7 accords bilatéraux la liant à l’Union européenne et sont entrés en vigueur à partir du 1^{er} janvier 2001. Jusqu’à présent les camions de plus de 28 tonnes ne pouvaient pas traverser le territoire suisse. Avec les nouveaux accords, une ouverture progressive du territoire helvétique est en train de s’opérer en faveur des camions de 40 tonnes. Les prix de la « redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations » (RPLP) varient selon le poids et la catégorie d’émission (Euro 0, I, ou II).

³⁰ Evaluation des risques de la pollution urbaine pour la santé.

milieu naturel montagnard est plus fragile d'une manière générale³¹, il est donc plus vulnérable aux problèmes de pollutions : « *la plupart [des nuisances] sont aggravées dès lors que les émissions qui sont à leur origine ont lieu dans un milieu aussi sensible que le massif alpin* » [MARTIN et CHATEAU, 2000, p. 31]. MARTIN et CHATEAU constatent, comme nous, la faiblesse des connaissances sur les incidences de la pollution sur les écosystèmes montagnards : « *Données et instruments (modèles) disponibles ne permettent pas encore de reconstituer avec précision la chaîne qui relie les émissions potentiellement polluantes des diverses activités humaines, dont les transports routiers ; la pollution effective de l'air, de l'eau ou du sol qu'elles provoquent ; et finalement les nuisances (mortalité, morbidité, altération de la faune, de la flore ou des bâtiments...) qui en résultent* » [MARTIN et CHATEAU, 2000, p. 31]. Il est urgent de mieux cerner cette chaîne des impacts environnementaux liés à l'émission de polluants d'origine automobile.

A ce stade de cette introduction, nous avons esquissé une description du contexte général de cette recherche : les problèmes liés au transport routier, aux nuisances et aux pollutions qu'il engendre du fait de son accroissement constant, rapide et incontrôlé [CONNOR, 2000, p. 79]. Nous nous sommes ensuite penché plus spécifiquement sur la situation du franchissement des Pyrénées avec en point de mire la croissance très forte du nombre de véhicules traversant ce massif et les « *perspectives alarmantes de l'augmentation du trafic routier de marchandises transpyrénéen* » [CONFERENCE AQUITAINE, 1999b, p. 27]. Pour finir, on a vu que si aujourd'hui, tout le monde s'accorde sur l'existence d'impacts liés aux effets du trafic sur un milieu naturel sensible, peu d'études permettent de dépasser cette affirmation en apportant des précisions sur la réalité des quantités de polluants en jeu et sur l'emprise spatiale du phénomène. Il semble donc opportun de rentrer maintenant dans le vif du sujet, c'est-à-dire de définir plus précisément en quoi la géographie peut apporter des éléments de réponses nouveaux.

³¹ Le milieu montagnard est d'une extrême sensibilité car les contraintes naturelles y exagèrent tout impact et risquent de conduire rapidement à des déséquilibres irrémédiables [FISCHESSER, 1998, p. 346].

*2 La pollution atmosphérique d'origine automobile, un thème peu exploré en géographie : problématique et cadrage théorique*³²

Il existe aujourd'hui une réelle nécessité d'orienter le secteur des transports vers un développement modéré. Pour faire face aux impasses qui se profilent à l'horizon, le système de transports doit être revu. Cela nécessite de proposer des solutions et de faire des choix. Or, pour qu'un arbitrage puisse avoir lieu entre diverses options, il est nécessaire de permettre une comparaison objective. Mais encore faut-il disposer de données environnementales fiables. Il s'agit donc d'évaluer les interactions qui existent entre le trafic routier et l'incidence de son passage sur les milieux naturels traversés. Les travaux se multiplient pour répondre à ce besoin de connaissance. L'objectif de cette thèse est d'apporter une contribution à la connaissance de l'incidence de la pollution des transports routiers sur les écosystèmes de vallées. Par une approche géographique, nous allons chercher à montrer que tous les espaces n'ont pas la même faculté à disperser et à supporter les dépôts de polluants issus des échappements des véhicules.

2.1 Spécificité de l'approche géographique par rapport aux autres disciplines

Les connaissances fondamentales sur les polluants eux-mêmes, leurs origines, leurs caractéristiques, leurs modes de transformations, leurs transports, leurs impacts sur les divers compartiments de l'environnement naturel et humain sont loin d'être totalement précisées. Ainsi en est-il : (a) des émissions unitaires des véhicules, (b) de la métrologie des polluants dans l'air, (c) de la dispersion de ces polluants au sein des masses d'air (météorologie et physico-chimie), (d) des mécanismes de dépôts, secs et/ou humides, (e) des effets des polluants sur les divers compartiments des écosystèmes. L'ensemble de ces mécanismes varie pour chaque polluant ou combinaison de polluants.

³² Une partie des éléments présentés ici ont fait l'objet d'une communication lors du colloque « *Les effets spatiaux et territoriaux de la « déréglementation » des transports en France et en Europe* », Journées de Géographie des Transports, Laboratoire THEMA, Université de Dijon & Commission « Transports » du Comité National de Géographie. Cf. DELETRAZ, « *La pollution des transports routiers dans les vallées de transit : légitimité et apports de la géographie* », Actes du *forum des jeunes chercheurs*, Dijon, France, septembre 2000.

Ceci explique pourquoi, souvent, chaque discipline scientifique focalise sur un aspect de son propre champ de recherche. L'Encadré 1 (p. 42) illustre la façon dont les recherches sur le thème des transports et pollution de l'air se répartissent. Cependant, malgré cette sectorisation, d'importants progrès ont été accomplis grâce aux efforts de recherche entrepris sur ces thématiques (programmes nationaux et internationaux³³). Ainsi, grâce à ces travaux, il est désormais possible (et nécessaire) d'envisager une approche plus globale, approche que la géographie est susceptible d'apporter sur ce sujet, en parallèle des nombreuses recherches plus ciblées qui ont lieu³⁴. Notre approche vise une mise en relation d'éléments et de connaissances généralement compartimentées. Elle ne prétend donc pas contribuer à un approfondissement d'aspects spécifiques liés à la pollution automobile mais cherche à relier divers éléments tels que les caractéristiques du trafic, les émissions qui en découlent, la dispersion de ces émissions ainsi que leur dépôt dans les écosystèmes locaux dont les caractéristiques biologiques sont variées, tout autant que les conditions météorologiques et topographiques.

Bien que ces aspects ne soient pas directement étudiés dans ce travail, il est important de garder à l'esprit le contexte social dans lequel s'insère le problème de la pollution automobile et plus globalement celui du transport routier, véritable enjeu politique vis-à-vis du développement durable et de la conservation de la biodiversité. Source de conflit du fait des pollutions et nuisances qu'il entraîne et dont notre société a pris conscience depuis peu, il est également source de richesse, de vitalité économique et outil d'aménagement du territoire par son rôle structurant dans l'organisation économique et spatiale de nos sociétés. A l'échelle européenne, l'Agence Européenne de l'Environnement (AEE) encourage le suivi de l'intégration transport et environnement dans l'Union européenne (TERM³⁵). Le premier rapport indiciaire TERM a été réalisé en 2000 par l'AEE sous le titre « *Est-ce la bonne route ? Indicateurs d'intégration transport et environnement dans l'UE – TERM 2000 – Document de synthèse* ». Ce travail implique l'AEE, la Commission Européenne (DG Transports, DG Environnement et EUROSTAT) et les Etats Membres.

³³ PREDIT (F), PRIMEQUAL (F), CORINAIR (EU), COPERT (EU), EMEP (EU), action COST 319 (EU), GANE2 (Global Nitrogen Enrichment – GB), etc.

³⁴ Recherches spécialisées et recherches transversales sont complémentaires. Les données fondamentales sont indispensables à une approche plus globale, les recherches transversales valorisent sous une nouvelle forme les acquis des diverses disciplines : « *Les disciplines [...] ont leur originalité et leur démarche propres, ce qui en fait leur intérêt et leur valeur pour la progression générale des connaissances, des perceptions, des théories et pratiques. Leur synergie constitue une richesse extraordinaire pour le développement de la pensée et de l'action, de l'explication de la structuration, de l'organisation et du fonctionnement du monde. Aussi le cloisonnement scientifique ou les tentatives de subordination de certaines sciences à d'autres ne peuvent-ils que ralentir le mouvement général et appauvrir l'état des connaissances* » [WACKERMANN, 2000, p. 115-116].

³⁵ Transport and Environment reporting Mechanism – Bilan indiciaire sur les Transports et l'Environnement.

Les objectifs de cette thèse vont dans le sens d'une meilleure connaissance de l'incidence à long terme des transports sur l'environnement et, dans ce sens, participe à la réflexion de l'Union européenne pour une meilleure durabilité des transports. La demande pour le type de recherche que nous poursuivons est forte. En effet, l'AEE a publié en 2001 un rapport



sur les transports en montagne : *Road freight transport and the environment in mountainous areas – Case studies in the Alpine region and the Pyrenees*. L'étude de cas pour les Pyrénées repose – pour les questions environnementales – sur nos résultats préliminaires. Notons qu'il n'en existe pas d'autres. Pour les Alpes, les données sont un peu plus fournies, mais cette situation met clairement en évidence le manque de références sur la situation dans les Pyrénées.

Les tenants et les aboutissants du problème de la pollution automobile couvrent donc un vaste éventail du champ scientifique. « *En tout état de cause l'approche de l'étude des rapports entre l'homme et son milieu est complexe et doit être conduite dans une ambiance pluridisciplinaire* » [TRICART, 1984 in WACKERMANN, 2000, p. 134]. Dans ce contexte, la géographie, à la croisée des diverses disciplines, apparaît particulièrement adaptée. La culture multiple enseignée en géographie facilite la prise de recul et la nuance.

L'approche géographique est susceptible d'apporter de nouveaux éléments de réponses à la relation transport/environnement dans les milieux montagnards. La problématique que nous proposons sur ce thème est fortement influencée par notre discipline. L'objectif de cette recherche est de répondre à la question suivante : « Dans les vallées de montagne, les risques environnementaux liés aux oxydes d'azote émis par le trafic routier sont-ils partout les mêmes ? ». Le fait de considérer que tous les espaces ne sont pas égaux, que leur vulnérabilité varie en fonction de caractéristiques qui restent à préciser, constitue l'hypothèse centrale de cette thèse. Pour valider cette hypothèse, il importera de trouver une réponse à un certain nombre de questions en nous appuyant, soit sur la littérature existante, soit sur notre propre recherche.

(a) *A propos des émissions de polluants.* – Quelles quantités de polluants sont émises par les véhicules empruntant les voies de circulation des vallées ? Quels facteurs influencent cette émission ?

(b) *A propos des mécanismes de dispersion et de dépôt.* – Quels rôles jouent la nature physico-chimique des polluants et les caractéristiques environnementales dans cette dispersion ? Quelles sont les quantités de polluants déposées dans les écosystèmes de proximité ?

(c) *A propos des mécanismes des impacts environnementaux.* – Où se situent les écosystèmes les plus vulnérables ? Quels dangers ces dépôts peuvent-ils faire courir à ces écosystèmes ? S'il y a danger, à partir de quels seuils ? Où se localisent les risques et quels sont les délais d'apparition des effets ?

Encadré 1 : Répartition des recherches sur le thème « Transports et pollution de l'air »

I – Les grands axes de recherche

Thèmes de recherche	Nombre	%
Effets	88	39%
Mesure de la qualité de l'air	50	22
Modèles dispersion physico-chimiques	18	8
Effets sur la santé	10	4
Ecosystèmes	10	4
Emissions	79	35%
Trafic et comportement de conduite	12	5
Emissions unitaires	50	22
Inventaires d'émissions	10	4
Emissions des transports non routiers	7	3
Contrôle et réduction	60	26%
Coûts externes	3	1
Carburants et nouvelles technologies	16	7
Gestions des transports urbains	27	12
Politiques de transport	14	6
Total	227	100%

II – Les pays représentés

Thèmes de recherche	Nombre	%
France	44	18,1
Allemagne	26	10,7
Autriche	19	7,8
Suisse	18	7,4
Italie	16	6,6
Belgique	13	5,3
Etats-Unis	12	4,9
Suède	10	4,1
Grèce	9	3,7
République Tchèque	9	3,7
Norvège	8	3,3
Angleterre	7	2,9
Japon	6	2,5
Danemark	6	2,5
Pays-Bas	6	2,5
Irlande	5	2,1
Espagne	4	1,6
Russie	3	1,2
Finlande	3	1,2
Algérie	2	0,8
Hongrie	2	0,8
Inde	2	0,8
Brésil	2	0,8
Bulgarie	1	0,4
Turquie	1	0,4
Lituanie	1	0,4
Tunisie	1	0,4
Lettonie	1	0,4
Chine	1	0,4
Portugal	1	0,4
Canada	1	0,4
Israël	1	0,4
Mexique	1	0,4
Roumanie	1	0,4

Pour donner un éclairage sur la répartition des recherches en cours sur le problème des transports et de la pollution de l'air, le colloque « Transports et pollution de l'air » apparaît comme une bonne base : d'envergure mondiale, organisé conjointement par l'INRETS (France) et l'Université de Graz (Autriche), ce colloque a rassemblé au cours des deux dernières années (Graz, 1999 et Avignon, 2000) les principaux acteurs de la recherche sur ce thème.

Le corpus des interventions et posters de ces deux dernières années, au nombre de 227, donne une indication sur les grandes tendances de la recherche actuelle.

Une évolution très significative a eu lieu très récemment (appel à communication de l'été 2002). Le colloque « Transport et pollution de l'air » sera immédiatement suivi du 1^{er} colloque international « Environnement et Transports ». Ainsi, encore marginale en 2000, cette thématique s'est développée au point de nécessiter la création d'un colloque spécifique en juin 2003.

Répondre à ces questions ou apporter de nouveaux éléments de réponse permettra de mieux connaître les impacts réels de la pollution sur les écosystèmes montagnards, impacts sur lesquels on dispose de peu d'informations à l'heure actuelle, bien que l'argument soit très fréquemment avancé. Cela permettra également de savoir si ces impacts sont partout les mêmes ou si des inégalités entre les divers espaces montagnards existent, comme nous en avons fait l'hypothèse. Enfin, une meilleure connaissance de la situation actuelle est indispensable aux approches prospectives cherchant une prise en compte globale des conséquences de la réalisation d'infrastructures. Elle apportera sa contribution à une meilleure comparabilité entre plusieurs projets et/ou les divers modes de transport.

Ce problème est envisagé dès le départ dans son ensemble (émissions, dispersion, impacts et poids économique et social). Dans la plupart des recherches que nous avons pu nous procurer, l'angle d'approche est plus restreint même si, parallèlement, il se veut plus approfondi. La littérature très spécialisée (travaux de chimie, biologie, d'écologie, de modélisation, de micro-météorologie, etc.) est cependant essentielle car elle apporte des informations indispensables. On a déjà évoqué le fait que les approches spécifiques à chaque discipline nous semblaient trop partielles dans un objectif d'aide à la décision. L'Encadré 2 (p. 45) présente quelques publications qui se rapprochent de nos objectifs ou qui sont représentatives des grands thèmes de recherche. Les commentaires que nous en tirons concernent uniquement leur rapport avec notre façon d'appréhender le problème (il ne s'agit en aucun cas d'un jugement global). Ce rapide tour d'horizon révèle bien la rareté des approches transversales, surtout en France, sur la question de la pollution des transports. Cette rareté s'explique par les difficultés que soulève ce type d'approche et le fait que l'on s'expose aux critiques des spécialistes des diverses disciplines au sein desquelles il est nécessaire d'aller piocher.

De nombreuses questions d'ordre techniques et méthodologiques sont loin d'être résolues : les travaux portent sur des substances invisibles, instables (réactions chimiques en chaîne dans l'atmosphère dépendant de paramètres nombreux et variables) ; ces substances sont contenues dans des masses d'air en mouvement, émises par des milliers de sources mobiles, elles-mêmes très hétérogènes. Ces difficultés expliquent donc en partie pourquoi la plupart des disciplines focalisent leurs recherches sur des aspects relativement spécifiques. Cela leur permet de maîtriser leur expérimentation au maximum, ce qui est loin d'être évident « sur le terrain » et/ou à grande échelle. Au delà des difficultés méthodologiques, il faut également prendre en compte le fait que les chercheurs répondent avant tout aux besoins, aux questionnements de leur propre discipline.

On a évoqué le risque des travaux visant une approche globale du problème de se faire critiquer par les spécialistes. Il semble en effet probable que les spécialistes des divers disciplines que l'on cherche à relier critiquent certaines méthodes choisies ici : techniques de mesures indirectes, protocoles, choix d'utiliser des données « agrégées » pour estimer la vulnérabilité intrinsèque des écosystèmes... Toutes ces critiques font partie des limites de ce travail et peuvent être en partie justifiées ; on rappellera simplement qu'il faut parfois savoir dépasser certains détails pour espérer atteindre une vision plus générale. Ainsi, nous sommes parfaitement conscients que toutes les mesures que nous avons entreprises et sur lesquelles se base une partie de ce travail sont susceptibles d'être optimisées. Alors que notre approche repose sur des méthodes éprouvées relativement anciennes, les métrologues améliorent sans cesse les capacités des appareils de mesures. Cependant, on le précise à nouveau, une recherche géographique a d'autres objectifs que celui d'obtenir la mesure la plus précise qui soit. Aux appareils intégrant les derniers perfectionnements, véritables prototypes, rares, coûteux, nécessitant une maintenance lourde, on peut opposer des appareillages basés sur des techniques anciennes, démultipliables à volonté, bons marchés et rustiques, qui correspondent mieux à une approche de terrain.

Même si les mesures sont moins précises, elles n'en apportent pas moins les estimations indispensables pour une première généralisation des incidences de la pollution routière sur les écosystèmes.

Enfin, les processus de pollution s'emboîtent à différentes échelles spatiales et temporelles, ce qui constitue un autre aspect de la complexité du problème. En effet, entre les phénomènes microscopiques et la vision macroscopique – pour reprendre l'expression de Joël DE ROSNAY³⁶ –, entre les pratiques individuelles et les règlements planétaires, tous les éléments sont enchaînés. Sans prétendre au monopole de la réflexion multiscalaire, les géographes ont toujours cherché à relier le local au global, l'individu au collectif, le court au long terme car la réflexion multi-échelle est une des bases de notre discipline. Ainsi, les deux grandes caractéristiques de l'approche géographique sont la prise en compte de l'emboîtement des échelles d'analyse, et la nécessité d'une approche systémique³⁷, la seule qui permette d'intégrer cette complexité et de dépasser l'étude fragmentaire d'un système global et ouvert tel que le milieu naturel. L'approche systémique permet la liaison entre les systèmes naturels ouverts et en état d'équilibre dynamique grâce à divers processus de régulation et de temporisation. Mais, les interdépendances en cause sont nombreuses, parfois fragiles, souvent méconnues.

³⁶ Joël DE ROSNAY, 1975, *Le microscope, vers une vision globale*, Seuil.

³⁷ Nous reviendrons plus longuement sur l'approche systémique

Encadré 2 : Quelques publications traitant des questions de pollutions des transports et/ou d'impact environnemental

ESCOURROU Gisèle, 1996, *Transports, contraintes climatiques & pollutions*, Collection Mobilité Spatiale (Gabriel WACKERMANN, dir.), SEDES, 172 p. (Ouvrage).

Il s'agit d'un ouvrage constitué de deux parties distinctes. La première traite de la relation entre les transports et les contraintes climatiques. Elle souligne le fait que notre société est de plus en plus vulnérable à ces contraintes car de plus en plus dépendantes des transports. La seconde partie traite des transports et de la détérioration du milieu avec le listage assez vaste (mais plutôt peu approfondi) des différents thèmes liés aux problèmes de pollution : les différentes émissions de polluants, les effets sur la santé, sur la végétation et les remèdes possibles.

Ce livre constitue une des rares approches généralisante sur le sujet. Le propos de l'auteur, géographe, est de montrer les interrelations entre des paramètres souvent étudiés séparément : les transports, les contraintes climatiques et la pollution. A ce titre, ce travail nous donne quelques indications sur ce type d'approche, sur la façon de montrer les relations qui existent entre des objets d'études généralement compartimentés. Notons qu'à notre connaissance, il s'agit du seul ouvrage consacré à la pollution par une géographe.

BELL S. et ASHENDEN T.W., 1997, *Spatial and temporal variation in nitrogen dioxide pollution adjacent to rural roads*, *Water, Air, and Soil Pollution*, 95, pp. 87-98. (Article).

Ces deux chercheurs ont effectué des mesures de concentrations en dioxyde d'azote (NO₂), en milieu rural, à 1 m et à 350 m de la route. Les trafics et la météorologie ne sont pas décrits ; hormis le fait que les mesures ont eu lieu à deux distances de la route, il n'y a pas de recherche de spatialisation des données. Malgré ces manques – par rapport à nos propres besoins – ce type de travail est suffisamment rare pour être précieux (point de repère, base de comparaison).

AIRLOR - BOURDET, 1999, *Campagnes de mesures de la qualité de l'air autour de la RN66 de Rupt-sur-Moselle au Col de Bussang – Été-Hiver 1998*, Ref. 99/02/NO2RN66, 36 p. (Rapport).

Travail intéressant pour nous de la même façon que celui de BELL et ASHENDEN [1997], c'est-à-dire comme point de comparaison. Quoique dans cette étude, on regrettera que la distance à la route des différents tubes passifs³⁸ ne soit pas clairement mentionnée et les cartes de localisation sans échelle... Il est intéressant de remarquer que l'approche géographique est envisagée pour répondre aux questionnements des AASQA³⁹, structures qu'on peut qualifier d'opérationnelles. Ainsi, il existe une certaine synergie entre la géographie et les besoins sur le terrain, comme l'étude d'ÖKOSCIENCE, présentée plus loin, le confortera.

FORMAN Richard T.T. et ALEXANDER Lauren E., 1998, *Roads and their major ecological effects*, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, pp. 207-231. (Article).

Pour les auteurs de cet article, la route est envisagée comme une nuisance en elle-même, du fait de sa présence. Ils étudient ses impacts sur les populations animales essentiellement : animaux écrasés, dérangés par les véhicules, effet de barrière, fragmentation de l'habitat et des populations, etc. Seules quelques lignes sont consacrées à la pollution, aussi bien de l'air que de l'eau. Dans cette approche, c'est la route en elle-même, physiquement, qui est au cœur de la réflexion des chercheurs alors que dans notre approche, c'est plutôt le trafic et les émissions polluantes qu'il engendre.

³⁸ Le fonctionnement des tubes à diffusion passive est présenté dans le § 1.3.3.1.1 Les contradictions et difficultés liées aux transports durables, p. 156.

³⁹ Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'Air

TAGLIAFERRO Francesco, ALLIANI Nicoletta et CARBONI Gabriele, 2000, *Santé des forêts et déposition atmosphérique : 5 ans d'observations au Piémont et le dépérissement du pin sylvestre en vallée d'Aoste*, Colloque Transports et pollution de l'air, 9ème Colloque scientifique international, Avignon, France, juin 2000, INRETS - Université de Graz (Autriche), Collection Actes INRETS, vol. 3, pp. 351-356. (Article).

Dans cette recherche, le lien entre les dépôts atmosphériques et le dépérissement du pin sylvestre est mis en évidence : l'impact est prouvé. Par contre, l'origine des dépôts atmosphériques n'est pas étudiée. Le lien avec le trafic n'est pas établi. De nombreuses publications ont le même type d'approche générale. Le plus souvent, ces approches sont directement liées au problème des pluies acides ou découlent de méthodes mises au point dans ce cadre. Bien que décalées par rapport à notre approche, toutes ces recherches représentent la plus grande part de l'information collectée sur le thème des impacts de la pollution sur la végétation, les sols et leurs fonctionnements. Elles sont donc très importantes pour nous.

ROSS S.M., 1986, *Vegetation change on highway verges in south-east Scotland*, Journal of Biogeography, 13, pp. 109-117. (Article).

L'auteur, géographe, a effectué des relevés de végétation le long de la chaussée d'une autoroute, sur divers type de substrat, à 10 ans d'intervalle (1974-1984). Le nombre d'espèces recensé a diminué au profit des espèces les plus adaptées aux conditions « nouvelles » créées par la route, le trafic, son entretien. Dans cette approche, le thème des impacts sur la végétation est abordé mais il est difficile, étant donné la méthode de relevé utilisée, de faire la part des effets liés aux émissions de pollutions, des eaux de ruissellement, du salage des routes et de l'entretien. C'est la différence de réaction de diverses associations végétales qui intéresse ici l'auteur, sans réflexion spécifique sur l'éloignement ou le trafic. Il s'agit ici surtout d'une approche biogéographique, c'est-à-dire la recherche d'explication de la répartition d'une espèce selon les conditions environnementales. Dans ce cas, ces dernières ont bel et bien évolué, mais cette approche ne permet pas de définir les causes précises de ces évolutions.

ÖKOSCIENCE LUFHYGIENE, 2000, *Impact du trafic sur la pollution dans les vallées alpines*, 12 p. (Rapport).

Cette publication est issue d'une étude suisse commanditée par l'Office Fédéral pour la Protection de l'Environnement, la Forêt et le Paysage (OFEFP, l'équivalent de notre Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire). Mené par le cabinet d'étude ÖKOSCIENCE, ce travail poursuit des objectifs très proches des nôtres. A notre connaissance, il s'agit de la seule étude similaire à notre approche.

L'objectif de ce travail est de montrer que les vallées alpines suisses sont plus vulnérables à la pollution que le plateau suisse. Nous avons en commun la mise en relation de la pollution avec le trafic, avec les conditions météorologiques ; d'avoir effectué des mesures à différentes distances de la route et le choix du polluant mesuré : le dioxyde d'azote (NO₂). Les différences portent sur le fait que le travail effectué par cette équipe sur la dispersion n'a pas abouti à une spatialisation de la pollution, que l'impact sur les écosystèmes n'est pas directement intégré et que les mesures ont été effectuées sur des périodes plus courtes, mais à différentes saisons.

C'est en partie pour cette raison que la mise en œuvre d'une approche systémique multidimensionnelle est aujourd'hui une nécessité dans le domaine environnemental. Les géographes font partie des spécialistes susceptibles de prendre en compte cette complexité.

Nous avons situé l'approche géographique par rapport aux autres disciplines, et montré que les différenciations spatiales sont au cœur du champ de compétence du géographe, qui combine les approches sectorielles et les approches à différentes échelles. Cela lui permet de mettre en relation un ensemble de données diverses tout en différenciant les résultats

selon les espaces, ce qui a été peu fait jusqu'ici dans le domaine de la pollution des transports en milieu rural. Mais, la géographie est une discipline dont les champs sont très variés. Nous allons donc maintenant situer notre travail par rapport au reste de la production géographique.

2.2 Positionnement au sein de la discipline géographique

Une des premières questions qui vient à l'esprit est de savoir si cette thèse s'intègre à la branche de la géographie des transports. Dans « *Les concepts de la géographie humaine* », ouvrage de référence coordonné par Antoine BAILLY [1998], la géographie des transports actuelle est caractérisée, selon PINI [1998, p. 180], par l'approfondissement des thèmes anciens : disparités de mobilité ou d'infrastructures et organisation des territoires, transport et développement, désenclavement et intégration des territoires, comportement des usagers, politique des transports. Elle s'intéresse également à la dégradation de la qualité de vie due aux transports : bruit, pollution, encombrements, conflits entre usagers, opposition à l'extension du réseau de transport. Enfin, des thèmes nouveaux apparaissent : substitution transport-télécommunication, transport et logistique industrielle, transport et développement durable. Ainsi, selon la vision de PINI, ce travail s'inscrit bien dans le cadre décrit ci-dessus et notamment dans le volet « pollution » lié à la dégradation de la qualité de vie. Mais, nous émettons plusieurs remarques : d'abord, le vocable « qualité de vie » fait surtout référence à l'environnement direct des individus. Sous le terme de pollution, ce sont les problèmes de santé de la population qui sont retenus, et non les éventuels risques pour le milieu naturel. Ensuite, dans sa description du champ actuel de la géographie des transports repris ici, PINI énumère un certain nombre de références bibliographiques pour illustrer les différents axes de recherche énumérés. Il est remarquable qu'aucun renvoi ne soit fait pour le volet dégradation de la qualité de vie, malgré le fait qu'il soit cité plusieurs fois et qu'il soit relativement ancien puisqu'il ne fait pas partie des thèmes nouveaux définis par PINI. Faut-il en conclure qu'il s'agit d'une branche plus ou moins « fantôme » de la géographie des transports ? C'est un peu hâtif...

Le Comité National Français de Géographie est constitué de diverses commissions. L'une d'elle est consacrée à la géographie des transports. Dans le bilan des activités 1996-2000, des éléments de bibliographie sont proposés. Pas une référence n'évoque de près ou de loin la thématique de la pollution. D'ailleurs, seules trois thèses de géographie comptent dans leurs mots clés les termes « pollution » et « transport » ou « automobile »⁴⁰.

⁴⁰ Recherche effectuée sur SUDOC (www.sudoc.abes.fr, le système universitaire de documentation), le 15 septembre 2002. Par ordre chronologique décroissant : PAUL Emmanuel, 2000, *Pollution azotée et circulation automobile dans les vallées*

Peter HAGGETT [1972, p. 456] matérialise les champs de la géographie au sein de multiples champs disciplinaires. RODRIGUE [2002, web] s'en est inspiré pour proposer une adaptation spécifique à la géographie des transports (Figure 3). On y trouve 12 concepts au cœur de la géographie des transports, avec les réseaux de transport, les systèmes de transport et la demande de transport ayant une importance de premier ordre. Ils sont reliés de près à des aspects de la géographie économique, politique, régionale et historique, entre autres. Plusieurs autres concepts, comme les sciences régionales, les systèmes d'information, la recherche opérationnelle et la théorie de la localisation, sont également utilisés en géographie des transports, particulièrement en tant qu'outils et méthodes d'analyse spatiale des transports. A un niveau plus large, des références à plusieurs autres disciplines scientifiques telles les sciences naturelles, les mathématiques et les sciences économiques peuvent être faites. En effet, la géographie des transports est à l'intersection de plusieurs concepts et méthodes développés initialement à l'extérieur de la discipline.

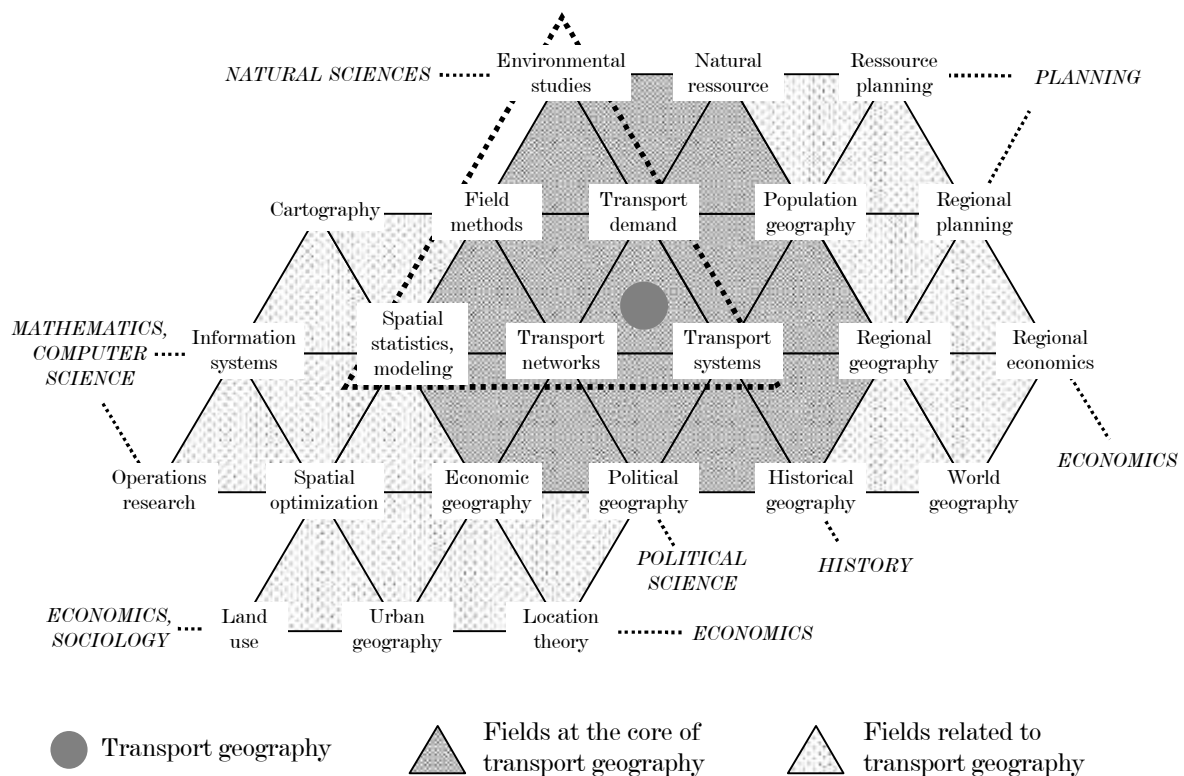


Figure 3 : Les champs de la géographie des transports d'après HAGGETT [1972] modifié par RODRIGUE [2002, web]. En pointillés, notre positionnement.

L'intersection, ou la triangulation, de trois concepts définit un champ général de l'approche. Pour un concept plus général et complexe, il est possible d'étendre la

de la Maurienne et de Chamonix, sous la direction de Pr. DUMOLARD dans le cadre du programme Ecosystèmes-Tranports-Pollutions (volet alpin, Grenoble1) ; TROUVE Manuel, 1997, *La pollution atmosphérique en milieu urbain : approche climatique et élaboration d'un logiciel de prévision : exemple de l'agglomération caennaise*, (Le Mans) ; CICILE Jérôme, 1995, *La mobilité des personnes dans les grandes villes européennes. De la congestion automobile à la régulation de la demande*, sous la direction de Pr. BARBIER (Aix-Marseille1).

triangulation. Ainsi, l'évaluation environnementale d'un projet de transport demande une triangulation des sciences environnementales, des systèmes de transport et des statistiques spatiales [RODRIGUE, 2002, web]. Cette thèse s'articule autour de trois pôles : (a) les systèmes de transport, (b) les études environnementales et (c) les statistiques spatiales (cf. pointillés sur la figure), que nous allons maintenant approfondir.

2.2.1 *Les systèmes de transport*

Les principales caractéristiques des systèmes de transport européen et français ont été décrits précédemment. Aux deux autres pôles définis par le graphique de HAGGETT, notre démarche s'est nourrie des techniques, des méthodes et autres avancées conceptuelles mises au point et améliorées au fil des années. En effet, ce sont principalement à la géographie « environnementaliste », pour reprendre l'expression utilisée par VEYRET et PECH [1993, p. 20], et à l'analyse spatiale que nous avons emprunté l'essentiel des fondements théoriques, mais des méthodes et techniques d'autres disciplines nous ont également permis la réflexion et la mise au point méthodologique de ce travail.

2.2.2 *La géographie environnementaliste*

Pour VEYRET et PECH, l'utilisation des ressources des écosystèmes, plus généralement du géosystème⁴¹, ne doit pas dépasser certains seuils au-delà desquels la ressource risque d'être fortement dégradée ou détruite. Cependant, il ne faut pas confondre la démarche géographique et la protection systématique de la nature. L'approche géographique se

⁴¹ Le géosystème est un concept fondamental. Il semble cependant difficile de le présenter sans commencer par son « grand frère » historique, l'écosystème. « *L'écosystème, comme tout concept systémique, met en évidence les liens qui organisent un ensemble en un tout, logiquement structuré, et qui assurent son fonctionnement. C'est un avantage considérable pour une approche intégrée de l'environnement. En revanche, c'est un système étroitement centré où le biotique tient pratiquement toute la place. Cela peut satisfaire un biologiste ; il va de soi qu'un géographe ne peut y borner son projet, s'il veut rester fidèle à l'étymologie et à la raison d'être de sa discipline. Sous son outrance apparente, le jugement de J. Tricart met exactement l'accent sur cette carence : 'Le concept d'écosystème [...] n'a pas de support spatial'* » [ROUGERIE, 1996, p. 160]. Ce point est également souligné par MATTHEY [in SCHWARZ et al., 1988, p. 104] : « *Les écosystèmes ont des dimensions variables, les plus petits mesurant parfois quelques mètres carrés seulement, les plus grands, appelés biomes, étant à l'échelle des continents et des océans. Mais tous ont en commun d'être des systèmes biologiques fonctionnels, seule l'échelle change* ».

Le concept de géosystème apparaît dès 1968 dans l'article fondateur de Georges BERTRAND. Il faudra dix ans pour qu'il aboutisse à sa forme évoluée : « *[Le géosystème est] un système plus géographique que l'écosystème : non plus biocentrique, mais correspondant à « une conceptualisation [...] de l'espace géographique matériel », espace fait de l'interpénétration et des interactions entre aéromasse, lithomasse, hydromasse et biomasse. Ainsi conçu, le géosystème colle de près à celui de la science du paysage soviétique qu'avait énoncé Sochava [...] : un système naturel, de niveau local, régional ou global, dont les éléments sont interconnectés en un seul ensemble par des échanges de matière et d'énergie. [...]. On mesure combien ce concept a sur l'écosystème l'avantage d'une plus large assiette spatiale, en intégrant infiniment plus de composants et de circuits physico-chimiques. Il s'agit d'un système ouvert, exprimé par une structure qui, verticalement, est assimilable à une série d'enceintes superposées, les géohorizons (unité de la structure verticale des géosystèmes), chacun composé d'une certaine proportion des diverses géomasses (éléments constitutifs des géosystèmes : aéro-, litho-, hydro-, et biomasse), et qui, latéralement, se subdivise en sous-systèmes, géochores ou géofaciès (unités chorologiques composant les écosystèmes). Son fonctionnement est mis en évidence par les échanges et d'énergies entre géohorizons et entre géochores* » [ROUGERIE, 1996, p. 160-161]. Les définitions synthétiques proposées aujourd'hui parlent d' « un modèle d'organisation de systèmes spatio-temporels, reposant sur une interconnexion par échanges de matière et d'énergie entre substrat, sol, eau, masses d'air et communautés d'êtres vivants, homme compris » [DA LAGE et METAILLIE, 2000, p. 252].

distingue radicalement de cette dernière en plaçant l'homme au cœur de la relation homme-nature, comme l'illustre la Figure 4. La gestion de celle-ci doit être au service de celui-là [VEYRET et PECH, 1993, p. 20].

La démarche géographique envisage le poids des facteurs naturels dans l'aménagement et considère le coût de leur prise en compte, la nature des contraintes que ces facteurs naturels induisent et parfois le type de risque qui peut leur être associé. Cette approche doit permettre une gestion raisonnée du milieu dans lequel se développe la société. Parallèlement, il est également nécessaire d'étudier les conséquences des aménagements sur la cadre de vie et sur la nature. L'action humaine peut provoquer des mutations, modifier les grands cycles de la nature, sans que l'on soit toujours capable, dans l'immédiat, de neutraliser les effets secondaires [VEYRET et PECH, 1993, p. 10]. Cette thèse s'inscrit plutôt dans ce cadre.

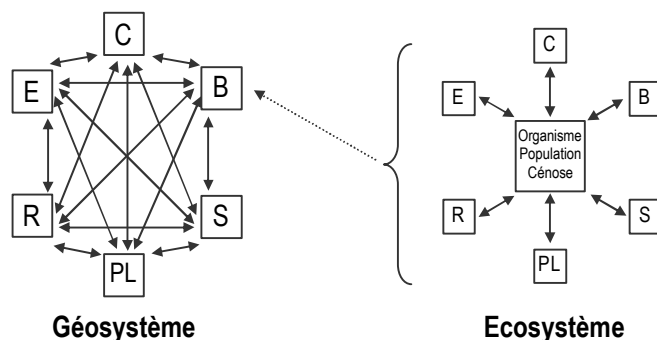


Figure 4 : Ecosystème et géosystème selon S. PREOBRAJENSKI
[adapté de HAASE, 1977 in ROUGERIE et BEROUTCHACHVILI, 1991, p. 62]

C : climat ; E : eau ; R : relief ; PL : pédo- et lithosphères ; B : biosphère ; S : société

L'approche envisagée est systémique, fondée sur l'examen des interrelations homme-milieu. Elle doit aussi être nuancée, tout en dépassant la simple juxtaposition ou la superposition de connaissances portant sur les diverses composantes des milieux pour se centrer sur le tissu d'interactions qui s'établit entre elles. L'homme vit et agit à l'interface atmosphère-lithosphère, atmosphère-biosphère ; atmosphère-lithosphère-hydrosphère ; les aspects dynamiques de ces milieux et de l'action de la société sur ces derniers demandent à être soulignés car toute modification qui affecte l'une des composantes entraîne d'autres changements, souvent difficilement prévisibles et parfois irréversibles [VEYRET et PECH, 1993, p. 17].

La démarche géographique repose donc sur l'étude des interrelations existant entre deux types de données : (a) celles qui concernent le milieu naturel avec le domaine abiotique d'une part et les éléments biotiques d'autre part, (b) celles qui prennent en compte les

actions anthropiques, l'impact des sociétés humaines sur les combinaisons des éléments biotiques et abiotiques [VEYRET et PECH, 1993, p. 17].

La notion de risque. – La réflexion sur la relation homme-milieu trouve souvent une formulation en terme de risque (risque naturel subi par les hommes, risque pour le milieu lié à l'action anthropique). Cette réflexion est structurante dans notre façon d'appréhender le problème de la pollution routière en montagne. L'objectif de cette thèse est d'évaluer le risque provoqué par cette dernière. Il s'agit de caractériser les espaces observés, en l'occurrence les vallées de transit, selon leur capacité, plus ou moins importante à supporter la pollution issue du trafic. Le trafic actuel constitue un aléa : il engendre une menace potentielle. La vulnérabilité désigne, dans cette thèse, la fragilité, la sensibilité des différents milieux soumis à l'aléa. Enfin, le terme de risque correspond alors au produit de l'aléa par la vulnérabilité. On voit ici toute la richesse de cette notion : un aléa fort, c'est-à-dire un niveau de pollution élevé n'engendrera un risque fort que si les écosystèmes qui lui sont soumis sont vulnérables ; de la même façon, un aléa faible (pollution faible) peut constituer un risque important pour les écosystèmes les plus vulnérables.

La vulnérabilité des écosystèmes estimée par « charges critiques ». – Pour les aspects environnementaux, il faut signaler notre emprunt aux biologistes et géochimistes d'un concept central pour notre recherche, tant d'un point de vue intellectuel qu'opérationnel. Il s'agit du concept de « charge critique ». Les charges critiques ont été définies comme l'estimation chiffrée de l'exposition à un ou plusieurs polluants en dessous de laquelle des effets nocifs portant sur des éléments sensibles de l'environnement n'apparaissent pas en l'état actuel de nos connaissances⁴² [NILSSON et GRENNFELT, 1988 in VAN DER SALM et DE VRIES, 2001, p. 12]. Il s'agit donc d'un domaine complexe, pour lequel les incertitudes sont encore grandes mais qui constitue aujourd'hui l'unique outil d'évaluation des risques liés aux dépôts polluants. Le consensus est cependant important quant à la justesse de cette approche et des valeurs fixées (approche empirique encore très prédominante faute de pouvoir généraliser les résultats obtenus sur les sites de mesures ayant tous des caractéristiques spécifiques).

Les concentrations dans l'air et les dépôts sont très reliés : traditionnellement, on estime les dépôts à partir des concentrations de polluants dans l'air auxquelles on affecte une vitesse de dépôt variable selon les polluants. Des seuils limites de concentrations pour la

⁴² « *Critical loads have been defined as a quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which harmful effects on specific sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge* » [NILSSON et GRENNFELT, 1988 in VAN DER SALM et DE VRIES, 2001, p. 12].

protection de la végétation sont donc également fixés : pour les NO_x, cette valeur limite annuelle est 30 µg/m³ de NO_x (eq. NO₂), seuil entré en application le 19 juillet 2001 (DIRECTIVE 1999/30/CE). Notre travail montrera que les différents seuils fixés pour préserver la santé des écosystèmes peuvent être dépassés à proximité des routes.

2.2.3 L'analyse spatiale

Après les aspects environnementaux, pour « boucler » la triangulation de notre champ d'investigation, il nous faut aborder le troisième pôle, celui de l'analyse spatiale. L'analyse spatiale cherche les règles de l'organisation de l'espace. L'hypothèse de départ stipule que « *les caractères d'un lieu dépendent au moins pour une part de sa position dans l'espace, de ses voisinages à différentes échelles* » [CHARRE, 1995, p. 9].

Notre hypothèse de travail vise à démontrer que toutes les vallées de montagne n'ont pas les mêmes possibilités de dispersion des polluants émis par le trafic routier qui y transite. Les « caractères des lieux » sur lesquels nous travaillons sont les concentrations et dépôts en polluants. L'analyse spatiale se base sur l'hypothèse que la répartition et l'organisation des champs de concentrations de polluants sont dépendantes de la position du lieu dans l'espace (fond de vallée, versant, sommet), de son voisinage (proximité des sources d'émission de polluants). Les outils et concepts développés dans le cadre de cette spécialité correspondent bien à notre sujet d'étude. Les propriétés de l'espace sont des éléments explicatifs qu'il faut pouvoir décrire et quantifier ; pour ce faire, les concepts de distance, d'anisotropie, de friction et de rugosité, tous très liés les uns aux autres sont fort importants dans notre démarche⁴³. Les statistiques et les possibilités offertes par l'informatique sont parties prenantes de l'analyse spatiale. Ces éléments doivent nous permettre d'élaborer un modèle, de formuler des principes de répartition de la pollution dans un espace donné.

Les combinaisons méthodologiques, telle que celle que nous utilisons ici ne sont pas nécessairement des « bricolages théoriques » selon l'expression de DI MEO [1991, p. 11].

⁴³ « L'espace géographique, contrairement à l'espace aérien, ne peut, par définition, être isotrope, c'est-à-dire sans dissymétrie, sans orientations, homogène. Il est au contraire fondamentalement anisotrope : partant d'un même point, on ne parcourt pas, pour une durée de temps fixe, la même distance selon les directions. Des inégalités, des dissymétries, des barrières facilitent – ou contrarient – plus ou moins le mouvement. Rugosité de l'espace et pesanteurs géographiques sont productrices de différenciation spatiale. [...]. La rugosité est, dans l'espace, la conséquence de tout ce qui contrarie la circulation à sa surface et tend à allonger les distances. Elle peut être appréciée à travers différents filtres interdépendants (topographie, état et densité des routes, concentrations ou dispersion de l'habitat, traversées urbaines, couvert végétal...) et varie selon la direction. La friction est un processus rapproché de l'idée de frottements. Rugosité et friction sont étroitement liées, l'une comme état, l'autre comme processus » [BAVOUX, 1998, p. 58].

La topographie est un exemple parfait de rugosité, elle entraîne des processus de friction. Ce sont ces processus qui nécessitent de modifier la mesure de la distance en fonction de l'hétérogénéité de l'espace dans les vallées. La mesure doit prendre en compte cette rugosité et doit donc être exprimée en distance réelle : pour une même durée ou pour une même quantité d'énergie dépensée, les polluants auront diffusés beaucoup plus loin dans l'axe de la vallée qu'au niveau des versants. Le résultat de ce processus est que la dispersion de la pollution dans la vallée d'espace est anisotrope : on observe des inégalités, des dissymétries car le relief « contrarie le mouvement ».

On peut y voir, comme cet auteur, une façon d'ouvrir des pistes fructueuses [DI MEO, 1991, p. 16]. Pour ce faire, ce dernier a retenu « *des unes et des autres [méthodes], les outils et les concepts les plus aptes, selon [lui], à favoriser la compréhension des rapports société-espaces et des formes géographiques auxquelles ils donnent naissance* » [DI MEO, 1991, p. 11]. C'est dans cette optique que nous nous plaçons. Dans notre cas, notre volonté est d'intégrer des sous-systèmes étudiés de façon compartimentés par diverses disciplines et de mettre en évidence les interactions qui les lient. L'approche systémique est le cadre général dans lequel s'insèrent des méthodes et techniques issues des diverses branches de la géographie ou de disciplines connexes. Ces différentes approches nous offrent davantage sous leur forme combinée que prises séparément et nous permettent de ménager « *les exigences de la globalité et de la complexité* » [DI MEO, 1991, p. 289].

Déjà, on doit à l'association de l'analyse spatiale et de la systémique, le concept fort pertinent de système spatial. BAVOUX *et al.* [1998, p. 91] décrit en détail les caractéristiques des systèmes spatiaux, leur intérêt, leur limite. La notion de système est pertinente pour l'analyse de l'espace géographique dont l'étude doit considérer simultanément un grand nombre de phénomènes en interaction. Le système spatial est l'ensemble des interactions entre un groupe social, son territoire et son environnement ; éléments et interactions étant spécifiques selon les espaces (d'où la différenciation spatiale). « *La prise en compte de l'espace signifie qu'il est supposé, par sa nature et ses caractéristiques, influencer l'organisation et la dynamique du système (son fonctionnement) tout autant que d'autres composantes sociales, culturelles, politiques, économiques, environnementales, etc. L'espace ne joue donc pas un rôle de support, mais aussi un rôle actif* » [BAVOUX *et al.*, 1998, p. 91].

Ainsi, plus encore que le concept général de « système », le système spatial est parfaitement adapté au travail entrepris car la dimension spatiale des phénomènes est considérée comme une variable à part entière.

Pour terminer de nous positionner dans le champ de la discipline géographique, il nous tient à cœur de signifier très clairement que nous ignorons intentionnellement le vieux clivage géographie humaine/géographie physique. Ce refus de se positionner est une réaction aux « déchirements fratricides » (selon l'expression de Gabriel WACKERMANN [2000, p. 82]) qui ont secoué la géographie ces dernières décennies et dans lesquelles nous ne nous reconnaissons pas. Le temps de la nuance et de la transversalité a aujourd'hui pris le relais de la radicalité et de la sectorisation. Cette façon d'envisager la géographie n'est ni originale, ni avant-gardiste. Depuis plus d'une décennie, des auteurs de tous bords ont su dépasser ce clivage pour que la discipline progresse et laisse de côté certaines controverses scientifiques stériles. Dès 1980, MARCHAND, observant l'impasse dans

laquelle se trouve la géographie « classique », pose des jalons pour envisager de nouvelles perspectives : « *si la géographie est la discipline qui étudie l'espace organisé par une société, alors les milieux physiques interviennent en tant que facteurs d'organisation, non privilégiés, non dominants, mais non négligés* » [MARCHAND, 1980, p. 238]. Le titre de l'ouvrage de Jacques LEVY « Le tournant géographique » ainsi que celui d'un des paragraphes qui le compose : « La guerre est finie » sont particulièrement représentatifs de ce renouveau de la géographie, et notamment de son rapport à la nature. Ce renouveau est lié à l'intégration sociétale de la nature qui devient, plus nettement qu'avant, une composante de l'action humaine [LEVY, 1999, p. 129]. Sur ce point, LEVY renvoie à Jean-Paul FERRIER qui décrit, dans son ouvrage « Le contrat géographique ou l'habitation durable des territoires »⁴⁴, la recomposition spectaculaire de ce rapport géographie/nature à travers la réintégration partielle des travaux de géomorphologie, de la climatologie et de la biogéographie, par l'exploration des acquis des écologues, par la lecture attentive des réflexions des autres sciences sociales et de la philosophie sur les rapports société/nature [LEVY, 1999, p. 130-131].

Ainsi la géographie étudie les relations que les sociétés entretiennent avec leur espace, sans qu'il faille nécessairement opposer physique et humain, « représentation » et « réalité », quantitatif et qualitatif. Cette approche de la géographie selon laquelle les « scientifiques » et les « littéraires » ne sont pas opposés mais simplement éloignés par des différences culturelles est sans doute liée en partie à la formation dont nous avons bénéficié. En effet, comme la plupart des géographes formés dans les années 1990, cette vision transversale nous a été transmise par nos aînés⁴⁵ à travers les formations universitaires qui ont intégré ces évolutions de la discipline, et qui constitue aujourd'hui la vision dominante – du moins pour les nouvelles générations.

⁴⁴ Jean-Paul FERRIER, *Le contrat géographique ou l'habitation durable des territoires*, Antée II, Lausanne, Payot, 1998.

⁴⁵ Cursus universitaire effectué de 1992 à 1997 à l'Institut de Géographie Alpine (Université Joseph Fourier – Grenoble I). Les responsables des années de formation pendant ces années étaient Bernard DEBARBIEUX (DEUG I), Grégoire FEYT (DEUG II), Jean-Jacques DELANNOY (Licence), Hervé GUMUCHIAN (Maîtrise), Jean-Paul GUERIN (DEA Gestion des espaces montagnards).

3 *Méthodologie*

Dans le cadre de cette introduction, nous nous contenterons de présenter la trame de la méthodologie mise en œuvre, les grandes articulations de notre démarche et de notre réflexion. Le détail du protocole de travail sera donné au début de la deuxième partie, car la justification de certains choix nécessite une première partie de synthèse bibliographique apportant les éléments de base.

L'idée centrale est de comparer deux vallées aux caractéristiques très différentes. Dans l'optique d'une approche comparative, deux terrains d'étude Pyrénéens ont été choisis. Les vallées de Biriadou et d'Aspe. Dans le secteur de Biriadou, à l'extrémité ouest de la chaîne (Pays Basque), l'autoroute A63 traverse un site aux caractéristiques montagnardes peu marquées⁴⁶ mais affecté d'un trafic très important et en forte progression. La vallée d'Aspe constitue le second site.



Photo : G. Delétraz



Photo : A. Ethelecou



Photo : A. Ethelecou

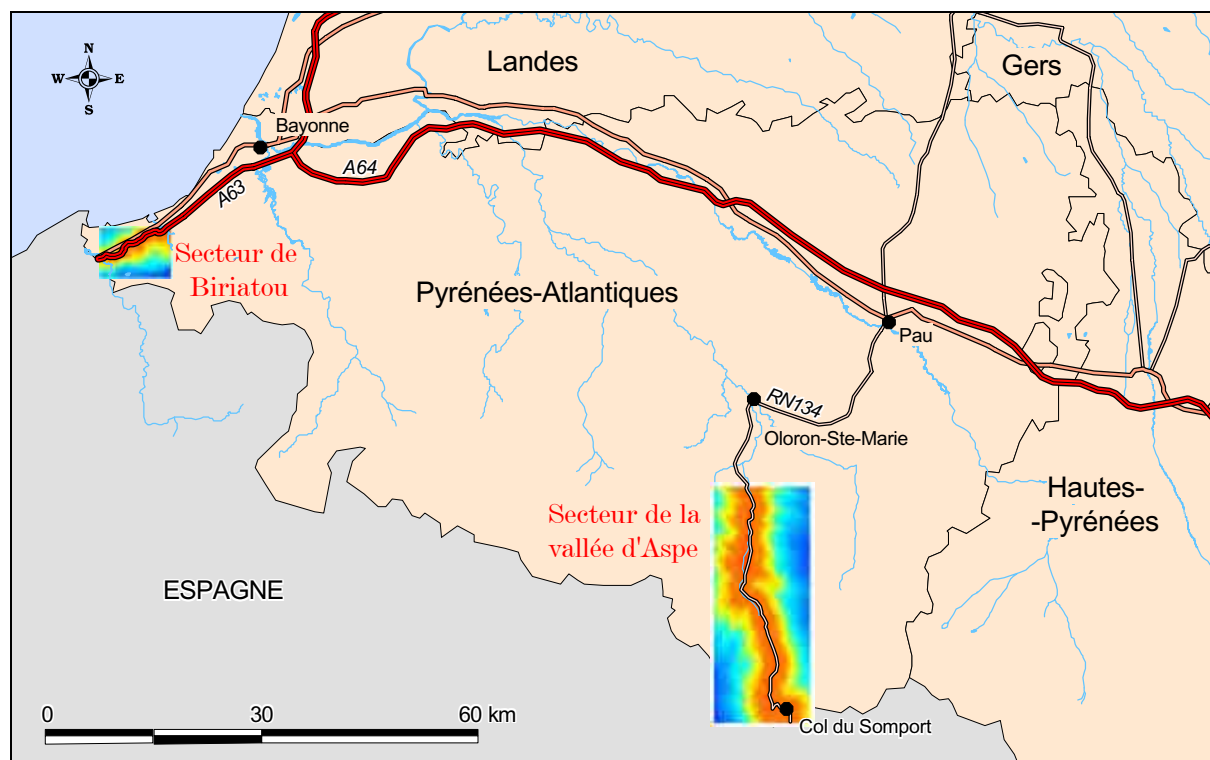
Photo 1 : Biriadou (vue générale)

Photo 2 : Biriadou (depuis le péage) et préleveur séquentiel (cercle rouge)

Photo 3 : Vallée d'Aspe

⁴⁶ Bien qu'une réflexion sur le sens accordé à la « montagne » dans ce travail ait davantage sa place en introduction, nous avons toutefois préféré réserver nos quelques réflexions pour la conclusion. Disons rapidement que personne n'a jamais pu fournir une définition « universelle » de la montagne [DEBARBIEUX, 2001a, p. 25]. Notre problématique est liée aux transports et à la question du franchissement des Pyrénées qui constitue une véritable barrière physique au passage des véhicules. Les passages par les extrémités prennent leur sens dans le cadre du massif pyrénéen dans son ensemble. A ce titre, ils font partie intégrante de cet espace, même si les caractéristiques physiques montagnardes y sont relativement atténuées.

La route nationale RN134 remonte cette vallée encaissée jusqu'au col du Somport. Le trafic poids lourds actuel y est relativement faible : 128 PL en moyenne journalière pour 1998 qui traversent la frontière mais davantage pour la desserte locale [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2000, p. 43], soit 222 PL en milieu de vallée⁴⁷. Ce trafic est susceptible de s'intensifier fortement après ouverture du tunnel du Somport⁴⁸. Cette ouverture, maintes fois reportée, avait été annoncée pour la fin 2001 pour les véhicules légers et pour l'été 2002 au poids lourds⁴⁹. A nouveau reportée, elle devrait avoir lieu en 2003 (pas de date précise au Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement). La vallée d'Aspe présente donc une situation opposée de celle de Biriadou : un environnement très montagnard affecté d'un trafic encore faible mais appelé à augmenter. Pour la vallée d'Aspe, le travail entrepris constitue également un état zéro avant l'ouverture du tunnel. Ces deux sites offrent des caractéristiques très contrastées, tout en étant relativement proche (conditions « atlantiques »), susceptibles de servir de support à notre démonstration.



Carte 2 : Localisation des deux sites d'étude : Biriadou et la vallée d'Aspe

⁴⁷ Données pour Sarrance, d'avril à août 1999, période de mesure pour la vallée d'Aspe (cf. § 1.3.5.1 Durée et date des campagnes, p. 165).

⁴⁸ Le tunnel du Somport a été conçu pour permettre « le transit d'un million de poids lourds par an et d'un million de véhicules légers, sans le moindre bouchon » [ETIENNE, 1991 in ETCHELECOU, 1995, p. 58], mais les accès ne sont pas, actuellement, aménagés pour permettre le passage d'un tel flux.

⁴⁹ Par les ministres des transports français et espagnol, Messieurs GAYSSOT et ALVAREZ CASCOS lors du séminaire ministériel de Toulouse, les 11 et 12 juillet 2001 [MINISTÈRE DE L'ÉQUIPEMENT, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT, 12/07/2001, Communiqué de presse].

Des géosystèmes ouverts. – Pour les deux sites, la vallée est considérée comme un géosystème (lui-même un système spatial) soumis à une pollution locale. Ce géosystème est ouvert : il s'intègre à des systèmes plus vastes avec lequel il échange (perte ou gain) des polluants, des nutriments, de l'énergie (météorologie), des espèces végétales ou animales. Il est aussi empreint de valeurs affectées par le rapport de la société à la nature en général, mais aussi par son histoire propre. Ainsi, bien que l'échelle d'observation soit définie (échelle de la vallée), il est clair que des phénomènes, des processus qui ont lieu aux échelles supérieures et inférieures sont à prendre en compte.

L'éclairage de la cartographie. – A l'échelle des vallées, montrer l'existence de différenciation spatiale du risque lié à la pollution routière nécessite de le cartographier. Cette étape de cartographie impose d'identifier un certain nombre d'éléments.

En premier lieu, il faut commencer par connaître l'intensité de la pollution et ses variations sur l'aire géographique qu'elle affecte. Cette étape à elle seule soulève des difficultés importantes : mise au point du protocole de mesure, spatialisation des données. La pollution ou – plus précisément – le dépôt polluant a lieu sur une aire d'extension d'intensité inégale : elle décroît selon un gradient de distance par rapport à la route. Notre hypothèse selon laquelle les vallées de montagne n'ont pas les mêmes possibilités de dispersion des polluants émis par le trafic routier trouve ici sa piste principale : la rugosité de l'espace montagnard, responsable de son anisotropie, influe sur la distance (non-euclidienne) à la source polluante : la route. Cela expliquerait en partie la variation du facteur de risques selon les vallées.

En second lieu, il faut pouvoir préciser la vulnérabilité des écosystèmes qui occupent l'aire d'action de la pollution, ce qui sous-entend de connaître précisément la répartition spatiale des milieux et, d'autre part, de définir la vulnérabilité propre à chacun d'entre eux. Cette seconde étape soulève autant de difficultés que la première car la vulnérabilité des écosystèmes dépend de la combinaison des facteurs biotiques et abiotiques et s'exprime à travers le concept de charge critique, établies par les biologistes et les géochimistes.

Pour finir, le croisement dans l'espace de ces deux variables indépendantes que sont l'intensité de la pollution (l'aléa) et la vulnérabilité du milieu permettra de définir le niveau de risque, autorisant ensuite une réflexion sur ce phénomène.

La démarche méthodologique poursuivie est représentée sous la forme d'un schéma (voir Figure 5). Nous considérons que la réalité de notre sujet d'étude est constituée de plusieurs éléments : (a) le trafic routier, qui engendre (b) des émissions polluantes ; ces rejets sont émis (c) dans un contexte météorologique et (d) topographique donné. Sur cet

espace se situent (e) les diverses actions anthropiques dans un contexte socio-économique local dont les priorités ne sont pas nécessairement les mêmes qu'à l'échelle nationale et internationale, et (f) une mosaïque de milieux naturels spécifiques (sol, végétation, climat) opposant (g) une résistance plus ou moins grande aux dépôts polluants.

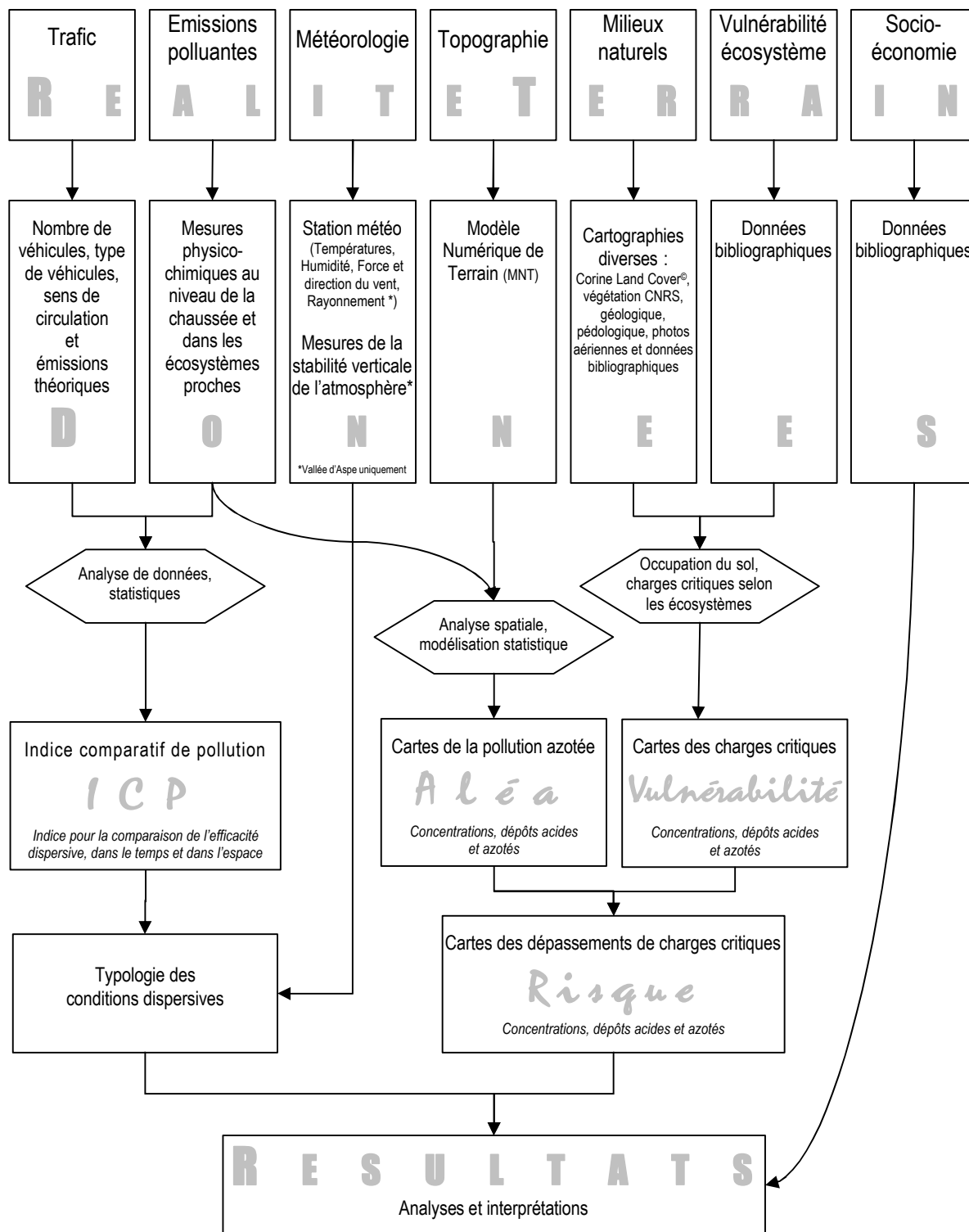


Figure 5 : Démarche générale – Chaîne de traitement

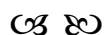
Ces diverses « réalités » doivent nécessairement être prises en compte sous une forme exploitable (ce qui signifie généralement qu'elles doivent être « simplifiées »). Pour la plupart, il s'agit de données issues du terrain : comptage du trafic, mesure de la pollution et des paramètres météorologiques, modèle numérique de terrain. Le reste provient de connaissances tirées de la bibliographie ou d'autres sources : occupation des sols, la vulnérabilité des écosystèmes aux polluants (charges critiques), paramètres socio-économiques et politiques.

Toutes ces données, après avoir été rassemblées et traitées devront fournir des résultats qui, nous l'espérons, valideront l'hypothèse selon laquelle tous les espaces n'ont pas la même capacité à disperser et absorber la pollution.

Les mesures de concentrations ont été effectuées au niveau de la chaussée (mesures quotidiennes). Elles ont été mises en relation avec d'autres paramètres, météorologiques notamment. On a établi un indicateur pour comparer la pollution automobile dans le temps et dans l'espace. Le poids des facteurs environnementaux sera mis en évidence.

L'étude de la dispersion de la pollution et son dépôt dans les écosystèmes repose sur des mesures moins précises (temps d'intégration plus long) mais répartis selon des transects transversaux à la route. Une spatialisation de la pollution azotée est proposée avec la mise au point d'un modèle. C'est l'étape de cartographie de l'aléa.

Après avoir localisé les espaces récepteurs de pollution, on cherchera à déterminer leur vulnérabilité intrinsèque des écosystèmes vis-à-vis des dépôts polluants, ce qui revient à cartographier la vulnérabilité. Par une mise en rapport des doses reçues et de la vulnérabilité des divers écosystèmes évaluée en terme de charge critique (dépassements de charges critiques), les niveaux de risque seront quantifiés et spatialisés. L'ensemble devrait mettre en évidence l'inégalité des vallées face à la question du transit routier et de la pollution qu'il induit. Le plan de cette thèse traduit cette démarche.



Chapitre I : Pollution atmosphérique, trafic routier et environnement : acquis et lacunes

Chapitre II : Protocoles de mesures et validation : Acquisition des données de base

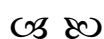
Chapitre III : Pollution azotée et trafic routier en montagne : cartographie des risques environnementaux et variations des capacités de dispersion.

Chapitre IV : Trafic routier en montagne : Quels risques pour les écosystèmes ?



Nous espérons que cette thèse, qui constitue un travail de recherche appliquée (transfert de concepts, de méthode et d'outils d'un champ scientifique vers une autre discipline ou une pratique opérationnelle), répondra – au moins partiellement – aux ambitions de Jean-Claude THOURET en la matière. Selon lui, l'application en géographie fournit des éléments de réponse aux conséquences prévisibles de l'impact anthropique sur l'environnement et « *enrichit la géographie théorique dans le sens où elle oblige à prendre en compte un faisceau de données et de méthodes pluridisciplinaires pour un traitement global des problèmes. Elle ouvre de nouvelles pistes de recherche, notamment le traitement de l'information, la modélisation et la simulation, utilise et contribue à la généralisation grâce à la mise en évidence de nouvelles relations et exige de contrôler a posteriori la validité des solutions et des scénarios proposés* » [THOURET, 1996, p. 179 in DERRUAU, 1996].

Les limites de ce travail seront discutées en conclusion. Les mesures et les résultats seront testés et validés : les évaluations issues des modèles seront contrôlées par comparaison avec les valeurs réelles. L'ensemble du travail sera confronté – dans la mesure du possible – à des résultats obtenus lors de travaux similaires. Outre le soin apporté à toutes les étapes de la « création » de l'information, la qualité des mesures sera vérifiée par la mise en relation des données obtenues selon différentes techniques de mesures. Pour ce faire, nous sommes particulièrement attentif au respect des critères de la qualité scientifique. Pour Jean-Bernard RACINE cette qualité scientifique exige que la démarche mise en œuvre soit réflexive, critique, prospective, contrôlable et transparente, que l'auteur rende ses erreurs publiques et qu'il développe une réflexion épistémologique [RACINE, 1997, comm. verb.]. Sans prétendre répondre à tous ces critères, ils n'en constituent pas moins notre modèle.



Enfin, rappelons que cette thèse est effectuée dans le cadre du programme de recherche Ecosystèmes-Transports-Pollutions (ETP). Elle a bénéficié du suivi du comité scientifique de ce Programme et du contrôle bi-annuel de l'ADEME par le biais de rapports sur l'avancement des travaux, dispositif commun à tous les boursiers de l'ADEME.

C h a p i t r e I

POLLUTION ATMOSPHERIQUE, TRAFIC ROUTIER ET ENVIRONNEMENT : ACQUIS ET LACUNES

Si la thématique des transports constitue un domaine de prédilection pour certains géographes, la pollution émise par les véhicules n'a encore été que très rarement choisie comme entrée principale dans une problématique géographique. Dans ces conditions, il nous a semblé difficile de ne pas proposer un rapide point sur les connaissances actuelles, parfois accompagné d'une analyse critique. Cette partie est axée sur les éléments en relation directe avec notre travail. Certains aspects connexes sont cependant évoqués lorsqu'ils permettent de mieux comprendre la relation entre les transports routiers, la pollution et l'environnement. Il est vrai que l'imbrication du secteur des transports avec l'économie, l'évolution de la société et de ses pratiques (mode de vie, tourisme, loisir...) et les problèmes environnementaux (santé, bruit, paysage, global change) à toutes les échelles, rend parfois difficile la délimitation du thème. Nous sommes cependant restés

vigilants et avons tenté d'éviter les débordements. Cette première partie, malgré sa longueur, constitue un simple préalable à notre travail de recherche.

Essentiellement basée sur les apports de disciplines connexes, peu maîtrisés *a priori* par les géographes, elle permet ainsi d'apprécier sur quelles bases s'est construit ce travail. Cette étape de synthèse bibliographique est primordiale, notamment pour répondre au critère de contrôlabilité de la recherche scientifique. Il s'agit aussi de donner un minimum d'autonomie et de cohérence à cette thèse en détaillant ce qu'émettent les véhicules, les mécanismes de transports et de dispersion des polluants, enfin en décrivant les processus de dépôts des polluants⁵⁰. Enfin, regrouper l'essentiel des acquis sur la question en début de thèse, permet de délester les suivantes, qui seront alors plus synthétiques.

1 *Qu'est-ce qu'émettent les véhicules ?*

Les substances émises par le trafic routier sont très nombreuses et forment, à proximité des routes, un véritable cocktail de polluants dans l'air. Ces émissions de substances chimiques constituent une pollution atmosphérique au sens de Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie dite LAURE ou « Loi Lepage »⁵¹, selon laquelle la pollution atmosphérique est « *l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels et à provoquer des nuisances olfactives excessives* » (L. n° 61-842, 2 août 1961, art. 1er : JO, 3 août 1961)(L. n° 96-1236, 30 déc. 1996 : JO, 1er janv. 1997) [EDITIONS LEGISLATIVES, 2000, cédérom].

Les transports routiers constituent un des secteurs économiques émetteur de pollution : on verra plus loin que sa contribution au total des émissions nationales est – pour certaines substances – importante, voire prépondérante.

Par opposition aux rejets industriels qui proviennent de sources fixes, la pollution routière est le fruit de millions de sources mobiles, ce qui ne facilite pas son étude. Le parc automobile français est constitué de 33,1 millions de véhicules, tous types confondus, au 1^{er}

⁵⁰ Nous signalons que cette partie reprend parfois, sous une forme considérablement allégée et remaniée, des extraits de DELETRAZ Gaëlle, PAUL Emmanuel (1998). *Etat de l'art pour l'étude des impacts des transports routiers à proximité des routes et autoroutes*, Rapport intermédiaire du Programme Ecosystèmes-Transports-Pollutions, Contrat ADEME n°9793022, 227 p.

⁵¹ Remplaçant la Loi du 2 août 1961 à l'exception des dispositions relatives aux pollutions par les substances radioactives [EDITIONS LEGISLATIVES, 2000, cédérom].

janvier 2000 [CCFA, 2000, p. 66]. Forcément hétérogène du fait de la variété des véhicules qui le constitue (véhicule particulier ou utilitaire, essence ou diesel, récent ou âgé, etc.), la difficulté à appréhender la pollution émise par ce parc est décuplée par la variabilité même des émissions propre à chaque véhicule. Ces dernières évoluent en effet dans le temps (suivant que le moteur est chaud ou froid, le niveau de chargement, l'âge du véhicule, son entretien, le type de conduite, etc.) et dans l'espace (fluidité du trafic et caractéristiques de la route : altitude et pente).

Enfin, tous les véhicules n'émettent pas les mêmes quantités et les mêmes proportions des différents polluants. On distingue généralement les polluants émis sous forme de particules des polluants gazeux. On distingue également les polluants primaires, émis directement à l'échappement des véhicules des polluants secondaires. Ces derniers ne sont pas issus directement des moteurs mais sont produits par la réaction chimique des polluants primaires entre eux ou avec les constituants « normaux » de l'atmosphère. Certains polluants secondaires, comme l'ozone par exemple, sont dits photochimiques, car leur apparition est favorisée par l'action du rayonnement solaire qui accélère la transformation des composés primaires dans l'atmosphère.

Outre le classement lié aux caractéristiques physico-chimiques des polluants, on peut distinguer les substances réglementées de celles qui ne le sont pas. Le temps de réponse des pouvoirs publics est forcément long entre les premiers travaux portant sur un composé et sa prise en compte dans la législation : ainsi, ce n'est pas parce qu'un polluant n'est pas réglementé qu'il n'est pas nocif. Les polluants réglementés – et donc mesurés dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air – doivent donc être plutôt considérés comme des indicateurs de pollution. Bien que de plus en plus complète, la surveillance de pollution reste ainsi – à l'heure actuelle – partielle.

1.1 La pollution d'origine routière

La liste des polluants atmosphériques d'origine automobile est longue : parmi les polluants présents à l'état de gaz, on trouve les oxydes de carbones (CO et CO₂), les oxydes d'azote (NO et NO₂ regroupés sous l'appellation NO_x, cf. Encadré 3), les Composés Organiques Volatils (COV), parmi lesquels les hydrocarbures (HC), le dioxyde de soufre (SO₂) et les métaux lourds⁵² pour ne citer que les plus « communs ».

⁵² On appelle habituellement métaux lourds tous les métaux toxiques, sans rapport avec leur densité [SCHÜTZ, 1995, p. 236].

L'ozone troposphérique⁵³ est un cas à part puisqu'il n'est pas directement issu des véhicules, mais est créé essentiellement à partir de NO_x et des COV sous l'influence du rayonnement solaire. Enfin, une partie de la pollution se trouve sous forme particulaire. Diverses substances peuvent s'adsorber⁵⁴ sur les particules : des hydrocarbures, notamment les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), dont certains sont cancérigènes, des métaux lourds, etc.

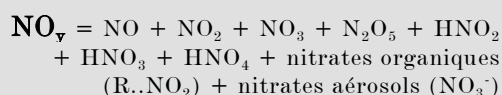
Notons qu'un certain nombre de ces « polluants » sont des composés chimiques présents à l'état naturel (la question sera abordée plus loin) et sont indispensables au maintien de la vie sur terre. Ainsi, c'est plus l'augmentation de leur teneur que leur présence dans l'air qui pose problème. Cet aspect apparaît clairement dans la définition de la pollution donnée par le Conseil de l'Europe (février 1967) selon laquelle « *il y a pollution de l'air lorsque la présence d'une substance étrangère ou une variation importante dans les proportions de ses composants est susceptible (compte tenu des connaissances scientifiques du moment) de provoquer un effet nocif, de créer une nuisance ou une gêne* » [IAURIF et SERVANT 1997, p. 37]. La Loi sur l'Air introduit quant à elle l'intervention humaine, tout à fait absente dans la définition du Conseil de l'Europe.

1.1.1 Les polluants primaires

NO_x - Oxydes d'azote. – Les oxydes d'azote (communément définis comme NO_x – cf. Encadré 3) proviennent essentiellement de la combustion des combustibles fossiles. L'azote (N) et l'oxygène (O) entrent en réaction dans les conditions de hautes températures et de pression des moteurs pour former du monoxyde d'azote (NO) [SCHÜTZ, 1995, p. 88]. Le NO se transforme, en présence d'oxygène, en NO₂ (de 0,5 à 10 %) dans le foyer. Les NO_x mesurés à la sortie du pot d'échappement sont composés

Encadré 3 : Deux expressions synthétiques : NO_x et NO_y

Les oxydes d'azote et les autres composés oxy-azotés sont rassemblés au sein d'expressions synthétiques :



Au départ, l'expression NO_x correspondait à l'ensemble des composés oxy-azotés, c'est-à-dire à l'expression actuelle NO_y. Cependant, la réglementation ayant réduit l'expression NO_x aux seuls NO + NO₂, certaines confusions pouvaient avoir lieu d'où la nécessité d'utiliser un autre terme pour désigner l'ensemble des composés oxy-azotés et l'invention des NO_y. Ces dénominations sont plus ou moins reconnues par tous à l'heure actuelle. Il est bon de rester vigilant, notamment vis-à-vis de la littérature scientifique où le terme NO_x est parfois utilisé dans son sens premier, comme dans les manuels de chimie générale (ATKINS et JONES, 1998, p. 772, par exemple).

⁵³ Si dans les hautes couches de l'atmosphère, au niveau de la stratosphère, la couche d'ozone fait écran à la partie nocive des UV et constitue donc un élément indispensable de l'écosystème terrestre, l'ozone dans les basses couches atmosphériques (troposphère) est un polluant nocif tant pour la santé humaine que pour la végétation.

⁵⁴ Il s'agit de la pénétration superficielle d'un gaz ou d'un liquide dans un solide ou dans un autre liquide [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, cédérom].

principalement de NO et de NO₂, avec une proportion de 60 à 80% de NO [NOPPE, 1998, p. 14]. L'oxydation de NO en NO₂ se poursuit dans l'atmosphère et explique dans le cas des villes à forte circulation la couleur brunâtre des couches d'air pollué situées à quelques centaines de mètres d'altitude (action conjointe des poussières) [CITEPA, 2001a, web].

Les oxydes d'azote interviennent dans la formation d'ozone, les dépôts acidifiants et eutrophisants (effet sur les sols, la faune et la flore mais aussi les bâtiments) et, par effet indirect, dans l'accroissement de l'effet de serre : le protoxyde d'azote (N₂O) est engendré par l'azote présent initialement dans les combustibles⁵⁵ ; peu réactif dans la troposphère, c'est par contre un agent actif d'attaque de la couche d'ozone stratosphérique [PARMETIER et GARREC, 1994, p. 3 ; DEGOBERT, 1992, p. 26].

Les oxydes d'azote jouent un rôle très important au niveau de la chimie atmosphérique. Ils sont précurseurs de plusieurs polluants secondaires, notamment l'ozone et l'acide nitrique.

CO - Monoxyde de carbone. – Le monoxyde de carbone est un gaz incolore, inodore et insipide [APESA et SUBELZU, 2001, p. 40]. Il est produit par des combustions incomplètes de matières organiques généralement dues à des installations mal réglées (surtout le cas des toutes petites installations). Le CO₂ est émis dès lors qu'il y a combustion d'hydrocarbures, alors que le CO est émis essentiellement lorsque cette combustion est incomplète [SCHÜTZ, 1995, p. 78]. La diffusion du CO est très rapide. Il disparaît rapidement dès que l'on s'éloigne d'une source d'émission [ESCOURROU, 1996, p. 83]. Le CO est un toxique puissant qui peut bloquer la fixation de l'oxygène par les globules rouges (anoxie).

CO₂ - Dioxyde de carbone (ou gaz carbonique). – L'importance attribuée au CO₂ provient de l'accroissement rapide de la concentration de ce gaz dans l'atmosphère par suite d'une augmentation de la consommation d'énergie fossile et d'une diminution importante des couverts forestiers (une forêt de type tropical absorbe de 1 à 2 kg de CO₂/m²/an tandis qu'une forêt européenne ou un champ cultivé n'absorbe que de 0,2 à 0,5 kg de CO₂/m²/an). Par ailleurs, les océans jouent un rôle essentiel dans le maintien de l'équilibre général en carbone. L'augmentation de CO₂ dans l'atmosphère, dans les proportions que nous connaissons, ne poserait probablement pas de problème à l'homme avant très longtemps s'il n'y avait pas l'accroissement de l'effet de serre et ses conséquences potentielles d'ordre socio-économique plus ou moins dramatiques selon les experts [CITEPA, 2001a, web]. Or, le

⁵⁵ Le N₂O est émis lors de la combustion des combustibles fossiles, mais aussi par quelques procédés industriels, par les véhicules automobiles et par les sols (surtout ceux cultivés avec des engrais azotés). Les océans et les sols naturels contribuent aussi aux émissions [CITEPA, 2001b, web].

dioxyde de carbone rejeté par les moyens de transport a augmenté de manière spectaculaire ces dernières décennies [AEE, 1999, p. 63].

COV - Composés organiques volatils. – Les COV regroupent une multitude de substances et ne correspondent pas à une définition très rigoureuse. Les composés organiques sont constitués par le carbone et ses combinaisons. Parmi ces substances, les hydrocarbures sont des composés binaires constitués de carbone et d'hydrogène. Les autres grands groupes de COV sont les composés carbonés (alcane, alcène...) et les composés carboxylés (aldéhydes, cétones, éthers...) [NOPPE, 1998, p. 14].

Les COV sont émis (a) par évaporation à la pompe, au niveau du carburateur et du réservoir (provoquée par les variations de températures : marche/arrêt du moteur ou jour/nuit ; ce sont les pertes par « respiration »), (b) par perte (éclaboussures à la pompe ou au niveau du réservoir), (c) dans les gaz d'échappement [DEGOBERT, 1992, p. 29-33].

La composition spécifique des émissions de COV, qu'ils soient produits par combustion ou évaporation, varie très fortement en fonction des carburants et de leurs additifs. C'est pourquoi les véhicules à essence et diesel (ou autre carburant) donnent différents spectres d'émissions. Cependant, les émissions totales de COV sont équivalentes car, si les véhicules diesel émettent beaucoup moins de COV par kilomètre, leur rejets contiennent une forte concentration des COV les plus réactifs (composés aromatiques, aldéhydes et oléfines) qui fait que les moteurs diesel contribuent de manière beaucoup plus importante à la formation d'ozone [OCDE, 1995, p. 28]. Les concentrations de COV sous forme gazeuse sont généralement 10 à 100 fois supérieures aux concentrations de COV sous forme de particules. Enfin, « *de nombreux COV ne se dispersent que localement, c'est-à-dire à proximité de leurs sources ; d'autres sont persistants et largement dispersés dans l'atmosphère* » [OCDE, 1995, p. 28].

On distingue parfois le méthane (CH₄) qui est un COV particulier, naturellement présent dans l'air. Emis par la rumination du bétail ou des autres ruminants et les déjections, il est comptabilisé à part aux Etats-Unis du fait qu'il s'agit d'un hydrocarbure photochimiquement peu réactif et peu toxique [CSHPF, 1996, p. 8 ; ACADEMIE DES SCIENCES, 1996, p. 8] : il ne participe pas à la formation d'ozone. On parle alors de COVNM (Composés Organiques Volatils Non Méthaniques) [CITEPA, 2001a, web]. En Europe, le méthane a longtemps été comptabilisé avec les autres COV, ce qui apparaît moins pertinent [ACADEMIE DES SCIENCES, 1996, p. 8] mais, depuis quelques années, une comptabilité séparée semble devenir la norme. En même temps, selon certains spécialistes, la différence reste « toute théorique » puisque dans la pratique : COVNM = COV = HC totaux [JOURMARD, 2001, comm. verb.]. Les propriétés des principaux sous-groupes de la famille des COV sont exposées ici.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). – Les HAP, dont certains sont reconnus dangereux pour la santé car cancérigènes, sont des hydrocarbures aromatiques constitués de plusieurs cycles benzéniques (de 2 à 6, voire 8) accolés selon diverses formes. La majorité des HAP proviennent des processus de pyrolyse⁵⁶ et en particulier de la combustion incomplète de matière organique ou de composés carbonés [DEGOBERT, 1992, p. 33-34 ; SFSP, 1996, p. 105]. Les HAP sont la plupart du temps adsorbés sur des particules carbonées. Ils sont également détectés en phase gazeuse, en particulier dans les gaz d'échappement des moteurs à essence ; il s'agit dans ce cas des HAP de masse moléculaire la plus faible (jusqu'à 3 cycles – cf. Tableau 1), qu'on appelle HAP légers. Dans les émissions diesel, une grande partie de ces HAP légers est adsorbée sur les particules en compagnie de HAP de masse beaucoup plus grande (4 cycle et plus) : les HAP lourds [DEGOBERT, 1992, p. 34 ; SFSP, 1996, p. 105 ; CUNY, 1995, p. 4 ; SETRA et MAZOUÉ, 1994, p. 19]. Si la masse moléculaire est inférieure à 252 g, la récupération se fait essentiellement sous forme gazeuse ; si la masse moléculaire est supérieure à 252 g, la récupération se fait essentiellement sous forme particulaire [HAUTALA *et al.*, 1995, p. 47]. Parmi les HAP, le benzo(a)pyrène (BaP) est le plus étudié car il est particulièrement dangereux pour la santé [SFSP, 1996, p. 105] ; il est émis pratiquement au même taux par un véhicule essence ou diesel [DEGOBERT, 1992, p. 34].

HAP	Masse moléculaire (g/mol)
Naphtalène	128
Acenaphtylène	152
Acenaphtène	154
Fluorène	166
Phénanthrène	178
Anthracène	
Fluoranthène	202
Pyrène (P)	
Chrysène	228
Benzo(a)anthracène (BaA)	
Benzo(a)pyrène (BaP)	252
Benzo(b)fluoranthène (BbF)	
Benzo(k)fluoranthène (BkF)	
Dibenzo anthracène	276
Indéno (1,2,3)pyrène (IP)	
Benzo(g,h,i)pérylène (BghiP)	278

}

HAP légers : La récupération sous forme gazeuse est la plus importante [HAUTALA *et al.*, 1993, p. 47]

}

HAP lourds : La récupération sous forme particulaire est la plus importante [HAUTALA *et al.*, 1993, p. 47]

Tableau 1 : Liste des 16 principaux HAP couramment mesurés et leur poids moléculaire

⁵⁶ Décomposition chimique obtenue par chauffage, sans catalyseur [BIBLIOROM, 1996, cédérom].

Les BTEX (ou BTX). – Le Benzène, le Toluène, l’Ethylbenzène et les Xylènes sont des HAM (Hydrocarbures Aromatiques Monocycliques). Ce sont des hydrocarbures imbrûlés. Le benzène est produit par décomposition des composés aromatiques [MALBREIL, 1997, p. 33], si bien que même si on limite sa teneur dans les carburants, la présence de composés aromatiques entraîne sa formation [DEGOBERT, 1992, p. 32]. Les BTX sont les principaux COV émis par les véhicules essences [SANEF et ARGOPOL, 1994, p. 73], surtout depuis l’introduction de nouveaux antidétonants : les aromatiques remplaçant le plomb tétraéthyl [ESPAGNO, comm. verb., 1998]. Parmi eux, le benzène est très dangereux pour la santé (atteinte du système nerveux central entre autres) [SFSF, 1996, p. 97].

Les PCB (polychlorobiphényles). – Ce sont des composés aromatiques organochlorés non biodégradables [ENCYCLOPAEDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom]. Il s’agit de substances très toxiques. Les PCB sont probablement présents dans les huiles, l’essence et le gazole. Si le rapport entre les concentrations de PCB dans l’air et le trafic routier a été prouvé par GRANIER et CHEVREUIL [1991], l’origine de cette pollution n’est pas démontrée. Les PCB sont présents sous forme gazeuse et particulaire. Dans le tunnel des Tuileries (Paris), les auteurs ont mesuré des concentrations de l’ordre de 2,1 ng/m³ de PCB sous forme gazeuse et 5,2 ng/m³ de PCB sous forme particulaire.

Le 1,3-butadiène (hydrocarbure). – Élément très réactif, le 1,3-butadiène se forme par combustion incomplète du carburant. Son émission augmente proportionnellement à celle des hydrocarbures, mais n’est pas émis par évaporation. Le 1,3-butadiène est un précurseur d’aldéhydes [SFSP, 1996, p. 119-120]. Ce composé serait, de loin, le polluant atmosphérique toxique le plus dangereux (en terme de risques de cancer) émis par les véhicules [EPA, 1993 in OCDE, 1995, p. 31]. Il est caractéristique des émissions diesel [NOPPE, 1998, p. 15].

Les CFC - Chlorofluorocarbures. – Les CFC, ou *fréon* dans le langage courant, sont totalement artificiels (à l’exception du chlorure de méthyl d’origine marine). Ce sont des agents destructeurs de l’ozone stratosphérique. A la suite d’accords internationaux, la production de ces substances, qui participent à l’effet de serre, est désormais très fortement réduite voire interdite pour la plupart, mais leur durée de vie (de 60 à 110 ans environ selon les composés) fait que les quantités présentes dans notre atmosphère vont continuer d’agir encore pendant un certain temps [CITEPA, 2001a, web]. En 1996, ils étaient encore utilisés dans les systèmes de climatisation des voitures, notamment les CFC-11 et CFC-12 [ESCOURROU, 1996, p. 89].

HFC - Hydrofluorocarbures. – Synthétisés exclusivement par voie chimique les HFC n'avaient pas d'applications importantes avant l'adoption du protocole de Montréal (interdiction des CFC) et des HCFC qui leur ont succédé. Ces composés qui participent également à l'effet de serre sont aujourd'hui utilisés comme agent de propulsion des aérosols, comme fluides réfrigérants, solvants, agents d'expansion des mousses, etc.

Pour finir, rappelons que si les sources de COV sont très nombreuses, on retrouve au premier rang des émetteurs les transports (surtout automobiles). On notera également que la biomasse est fortement émettrice (forêts), sans oublier non plus les émissions liées aux produits domestiques (peinture, produits d'entretien, parfums et cosmétiques, journaux, tabac, etc.) [CITEPA, 2001a, web].

SO₂ - Dioxyde de soufre. – Les rejets de SO₂ sont dus en grande majorité à l'utilisation de combustibles fossiles soufrés. De très fortes diminutions ont été observées depuis 1980. Les transports routiers participent pour une faible part aux émissions et les normes sont de plus en plus sévères quant aux teneurs en soufre des carburants. En se transformant en acide sulfureux (H₂SO₃) ou en acide sulfurique (H₂SO₄), le SO₂ a longtemps été le principal responsable des phénomènes d'acidification (pluies acides). Ces acides très agressifs s'attaquent aux roches calcaires (dégâts sur les bâtiments, le marbre y compris) mais aussi aux végétaux [SCHÜTZ, 1995, p. 95]. Depuis, ce sont davantage les oxydes d'azote qui sont à l'origine des phénomènes d'acidification.

Les particules. – Le terme "particule" concerne, en général, les aérosols créés par la dispersion dans l'air de solides et de liquides atomisés, poudres ou gouttelettes et implique donc les termes de poussières, fumées, suies, brumes, brouillards, smog. Le terme "particules en suspension" concerne essentiellement les poussières de taille inférieure à 10 μm dont la vitesse de sédimentation est lente, les particules plus grosses ayant tendance à retomber rapidement près de la source d'émission [DEGOBERT, 1992, p. 44-45]. Notons que les particules ayant un diamètre inférieur à 10 μm sont désignées par le terme PM₁₀ (Particulate Matter), celles ayant un diamètre inférieur à 2,5 μm : PM_{2,5}, etc. Le temps de séjour pour les poussières de l'ordre de 1 μm (particules diesel essentiellement) est proche de 10 jours [SETRA et MAZOUÉ, 1994, p. 19] ; d'une manière générale, les particules fines (PM₁₀) se comportent comme un gaz (loi de STOCKES).

Les particules en suspension constituent un ensemble très hétérogène dont la qualité, sur le plan physique, chimique et/ou biologique est fort variable selon que les sources d'émissions sont locales ou plus éloignées, selon la saison (variation de la chimie atmosphérique) [SFSP, 1996, p. 58] ; les diverses méthodes de mesures employées donnent des résultats eux-mêmes très hétérogènes.

Les poussières libérées dans l'atmosphère participent à divers processus : (a) le dépôt sur le sol et la végétation, (b) la formation d'aérosols, (c) et sont les catalyseurs de réactions chimiques [SANEF et ARGOPOL, 1995, p. 25].

D'un point de vue biologique et sanitaire, ce sont les particules les plus fines qui sont les plus préoccupantes ; or les particules émises par les pots d'échappement sont de très petite taille (notamment pour les particules diesel qui sont responsables de 87 % des particules émises par le trafic) [LUCAS, 1995 *in* SFSP, 1996, p. 58].

Les particules diesel. – Les particules diesel présentes dans l'atmosphère sont de très petite taille, inférieure au micron. Leur composition et leur granulométrie ne sont pas parfaitement connues. Leur composition peut être schématiquement décrite comme un squelette de carbone recouvert d'une phase organique composée principalement d'imbrûlés provenant du carburant et du lubrifiant. Cette phase imbrûlée comprend plusieurs centaines de composés avec, notamment, des HAP. Les particules diesel de très petite taille (diamètre aérodynamique moyen de $0,5 \mu\text{m}$) constituent aujourd'hui la plus grande part des poussières en suspension en milieu urbain. C'est-à-dire que, par delà la diminution des concentrations en particules de l'air qui a pu être observée depuis 20 ans (mesures par la technique des fumées noires), la nature des particules a aussi évolué. Tout laisse à penser que les particules présentes aujourd'hui dans l'air urbain présentent, par leur taille et leur composition chimique, une nocivité plus marquée que celles qui étaient historiquement associées aux processus de combustion industriels et du chauffage résidentiel traditionnel [SFSP, 1996, p. 63-64] (pénétration plus profonde dans l'appareil pulmonaire).

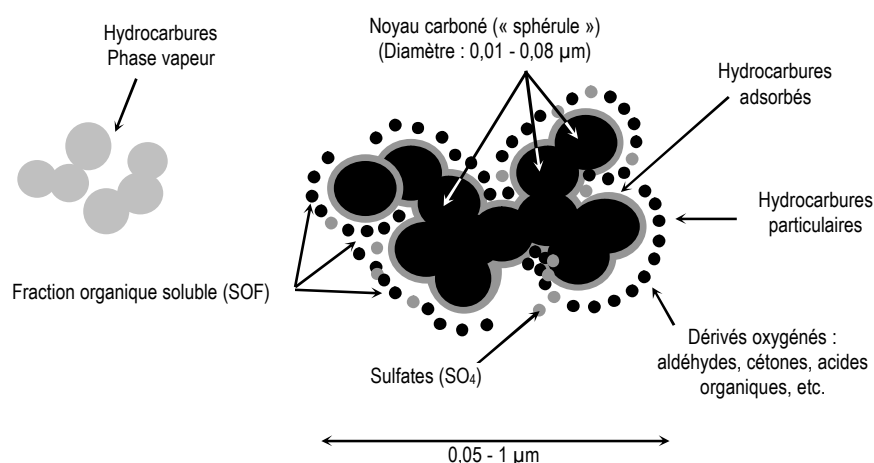


Figure 6 : Schéma des particules diesel

Adaptée de HEALTH EFFECTS INSTITUTE (HEI), 1995 *in* SFSP, 1996, p. 64.

Remise en suspension des particules. – Initialement issues des gaz d'échappement et de l'usure des matériaux, une partie des particules émises et rapidement déposées sont remises par la suite en suspension sous l'effet du passage des véhicules. CHEVRIER et VALETTE⁵⁷ [1998, p. 87] ont étudié la contribution du trafic à la teneur en particule dans l'air urbain. Les auteurs concluent que 60% de cette concentration est liée au trafic suivant la répartition suivante : 30% issue des diesel et 30% à la remise en suspension qui est donc un phénomène à ne pas négliger.

Les métaux lourds. – Les métaux sont émis sous forme particulaire. Les métaux toxiques (à différents degrés) sont soulignés la première fois qu'ils sont cités.

Le plomb (Pb) était principalement émis par le trafic automobile jusqu'à l'interdiction de l'essence plombée le 01/01/2000 (arrêtés du 23 décembre 1999 pris en vertu de la directive 98/70/CE) qui a été remplacée par un carburant additivé au potassium (additif « ARS » - antirécession de soupape) [URF, 2001a, web].

Le manganèse est issu des carburants contenant du MMT (methyl cyclopentadienyl manganèse tricarbonyl), substitut antidétonant du plomb. Le manganèse est un polluant étudié essentiellement au Canada, un des seuls pays où il a été adopté comme antidétonant [LYTLE *et al.*, 1995, p. 105]. Ce composé entraîne des risques de bouchage des supports catalytiques [DEGOBERT, 1992, p. 44]. En France, du manganèse est émis du fait de l'usure de certaines pièces mécaniques [PARMENTIER et GARREC, 1994, p. 8].

Il apparaît que les freins sont une importante source de métaux, principalement de cuivre, de zinc et de plomb, tandis que les pneus sont une source de zinc⁵⁸. Le zinc et le cadmium sont également issus des lubrifiants. En ce qui concerne les carburants, seule l'essence plombée est une source de polluants métalliques, et il est généralement admis que 75% du plomb contenu dans l'essence est émis dans les gaz d'échappement des moteurs [LEGRET et PAGOTTO, 2001, p. 5 ; MALBREIL, 1997, p. 33]. PAGOTTO [1999, p. 115] a évalué les flux de métaux lourds provenant de la corrosion des barrières de sécurité galvanisées soit, pour un kilomètre : 440 g/an de particules solides, 1045 g/an de zinc, 2,1 g/an de plomb, 0,23 g/an de cuivre, et 0,16 g/an de cadmium.

Des poussières sont émises par les pots catalytiques : des métaux précieux (platine, palladium, rhodium, cérium, etc.) [MALBREIL, 1997, p. 33], mais aussi du nickel, du cuivre, du chrome (faibles quantités) [PARMENTIER et GARREC, 1994, p. 8].

⁵⁷ Etude mise en œuvre par le constructeur automobile RENAULT.

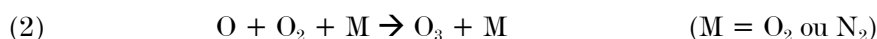
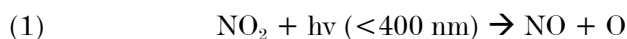
⁵⁸ Le zinc et le cadmium sont souvent associés car le cadmium est l'impureté associée au zinc [DEGOBERT, 1992, p. 44].

On peut également ajouter à la liste le *magnésium*, l'*aluminium*, le *fer* ; le *molybdène* (lubrifiant) ; le *baryum* et le *cobalt* (huiles de graissage), le *sélénium* (lubrifiant, plaquettes de frein) ; l'*arsenic* et le *chrome* (garnitures de frein, disques d'embrayage, transmissions automatique, etc.) [PARMENTIER et GARREC, 1994, p. 7-8].

1.1.2 Les polluants secondaires

Les polluants secondaires sont nombreux, mais seuls les cas de l'ozone et des acides sulfuriques et nitriques sont évoqués ici.

L'ozone. – Les principaux précurseurs d'ozone (O_3) sont les NO_x et les COV (les plus réactifs des COV sont : formaldéhyde, éthylène et xylènes [OCDE, 1995, p. 28]), mais aussi le CO. La chimie atmosphérique et les processus de création et de destruction d'ozone sont très complexes et font l'objet d'ouvrages entiers. On peut cependant exposer les plus grandes lignes du mécanisme : la photodissociation du dioxyde d'azote (NO_2), sous l'action du rayonnement solaire (aux longueurs d'onde inférieures à 400 nm) forme du monoxyde d'azote (NO) et libère un atome d'oxygène (réaction 1) qui s'associe dès que possible avec une molécule d'oxygène (O_2) pour former de l'ozone (O_3) (réaction 2). Mais la production d'ozone peut être limitée par la réaction de ce dernier avec NO qui entraîne la reformation de NO_2 (réaction 3) :



Cette description sommaire ne doit pas cacher la réalité largement plus complexe de cette chimie. Des dizaines de réactions s'ajoutent à celles décrites ici, interagissent et varient en fonction de l'ensoleillement et des concentrations des divers composés réagissants [ACADEMIE DES SCIENCES, 1993, p. 65].

Globalement, les niveaux de NO_x dans l'air ont surtout une influence sur les quantités d'ozone formé, les COV agissent plutôt sur la vitesse des réactions [CSHPF, 1996, p. 4].

Une des caractéristiques importantes de cette chimie est son caractère non linéaire : la production d'ozone n'est pas proportionnelle aux teneurs initiales en précurseurs. Selon la proportion des divers réactifs, ce sont des réactions de destruction ou de production qui s'instaurent :

(a) si les concentrations de NO_x sont inférieures à 30 ppt⁵⁹ (niveau moyen des atmosphères des zones isolées et peu influencées par les activités humaines), les concentrations en CO et en COV augmentent et la production ozone diminue,

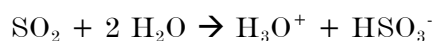
(b) si les concentrations de NO_x sont égales à quelques ppb (cas habituel dans nos régions), les concentrations en CO et en COV augmentent et la production ozone augmente,

(c) si les concentrations de NO_x sont très élevées (notamment NO : plusieurs dizaines de ppb ; cas des zones urbaines), la production ozone diminue par l'action du NO en excès sur l'ozone formé [CSHPF, 1996, p. 5].

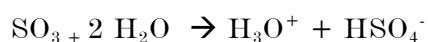
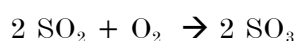
La concentration d'ozone est en relation directe avec l'ensoleillement (UV). Les concentrations sont donc les plus importantes en période estivale (mai à septembre) et l'après-midi. Pendant la nuit, la production est stoppée et l'ozone produit dans la journée est piégée par la végétation ou détruit [MALBREIL, 1997, p. 6-7].

On observe au bord des (auto)routes, des dépressions locales d'ozone dues essentiellement à l'émission en NO_x par les véhicules, qui détruit les molécules d' O_3 [PLEIJEL *et al.*, 1994 ; KÜHLER *et al.*, 1994 ; MALBREIL, 1997, p. 23 ; TOUPANCE, 1994, p. 4], ce qui explique que les concentrations maximum se rencontrent à la périphérie des villes.

L'acide sulfurique. – Le dioxyde de soufre (SO_2) peut se combiner directement à l'eau pour donner de l'acide sulfureux, un acide faible :



D'autre part, en présence de poussières et d'aérosols, le dioxyde de soufre réagit avec l'oxygène atmosphérique pour donner du trioxyde de soufre, qui se dissout dans l'eau pour donner de l'acide sulfurique :

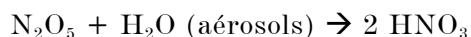


L'acide sulfurique est un acide fort qui est particulièrement néfaste pour les sols parce qu'il lessive les ions calcium entraînant ainsi l'acidification du sol [ATKINS et JONES, 1998, p. 534-535].

L'acide nitrique. – L'acide nitrique (HNO_3) est le principal devenir de NO_2 . En effet, ce dernier, très réactif, passe – après un certain nombre d'interconversions – sous une forme plus stable. Cette forme stable peut être une forme dite « réservoir », lorsqu'il s'agit

⁵⁹ ppb ou ppbv = partie par milliard (billion en anglais) en volume (10^{-9}) soit = $1\text{mm}^3/\text{m}^3$; ppt ou pptv = partie par trillion en volume (10^{-12}). Cf. § 1.1.3. Les unités de mesure de la pollution, p. 74.

d'espèces chimiques qui permettent de transporter les NO_x sur de longue distance. NO_2 peut aussi passer sous forme de composés dits « puits » car ils entraînent la disparition nette de NO_x de l'atmosphère. L'acide nitrique est le principal de ces puits :



Notons que les véhicules diesel émettent en faible quantité mais directement de l'acide nitrique [MALBREIL, 1997, p. 33]. On n'entrera pas plus dans les détails ici car une partie sera consacrée plus spécifiquement au devenir des NO_x dans l'atmosphère et à leur dépôt. Notons tout de même que l'acide nitrique, comme l'acide sulfurique, est un acide fort et qu'il contribue autant sinon plus à l'heure actuelle, à l'acidification et à l'eutrophisation des milieux.

1.1.3 Les unités de mesure de la pollution

A l'échelle des temps humain (par opposition au temps géologique – cf. Encadré 4), les modifications de la constitution de l'atmosphère repose sur des variations infimes ; ce qui ne signifie pas qu'elles sont inoffensives. Il est vrai que les activités humaines ont de tous temps donné lieu à des effets de pollution de l'air mais nos ancêtres ne considéraient sans doute pas comme telle la pollution induite par le feu de bois [CALPINI, 1999, p. 293]. Les espèces polluantes émises ou transformées dans l'atmosphère sont très nombreuses et parfois à des concentrations très faibles. La pollution peut être observée sous différentes formes. A chacune de ces formes correspond un type et des unités de mesure adaptés au questionnement de départ. Selon les cas, on peut avoir besoin de connaître la concentration dans l'air ou bien les quantités émises, ou encore les quantités déposées. Le choix de tel ou tel type de mesure dépend des objectifs poursuivis.

La concentration d'un polluant. – La concentration d'un polluant peut s'exprimer de manière relative ou par unité de mesure :

Pour les gaz, en concentration relative :

1. ppm ou ppmv = partie par million en volume (10^{-6}) soit $1\text{cm}^3/\text{m}^3$, c'est-à-dire : sur un million de molécules d'air, on trouve une molécule du polluant en question ;
2. ppb ou ppbv = partie par milliard (billion en anglais) en volume (10^{-9}) soit = $1\text{mm}^3/\text{m}^3$;
3. ppt ou pptv = partie par trillion en volume (10^{-12}), unité rarement employée avec les concentrations des polluants « courants » [DANIEL *et al.*, 2000, p. 284].

Pour les gaz et particules, en masse par unité de volume :

1. $\text{mg/m}^3 = 10^{-3} \text{ g par m}^3 \text{ d'air (milligramme) ;}$

2. $\mu\text{g/m}^3 = 10^{-6} \text{ g par m}^3 \text{ d'air (microgramme) ;}$

3. $\text{ng/m}^3 = 10^{-9} \text{ g par m}^3 \text{ d'air (nanogramme).}$

On peut passer des masses aux volumes grâce aux lois de la chimie des gaz. D'une manière générale et dans des conditions normales⁶⁰ : $1 \mu\text{g/m}^3 \approx 22,41 \div \text{PM ppb}$ ⁶¹

La Directive 1999/30/CE [JOURNAL OFFICIEL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 1999, p. 58] indique que « *Pour les oxydes d'azote, l'expression doit être ramenée à une température de 293 K et à une pression de 101,3 kPa* ». Le calcul doit être fait pour une température de 293 K - 273,15 \approx 20°C, ce qui correspond à l'utilisation d'un volume molaire pour un gaz parfait d'environ 24L/mol. Selon ces critères :

- $1 \mu\text{g/m}^3 \text{ NO} = 0,8 \text{ ppb NO}$ (soit $1 \text{ ppb NO} = 1,25 \mu\text{g/m}^3 \text{ NO}$)
- $1 \mu\text{g/m}^3 \text{ NO}_2 = 0,52 \text{ ppb NO}_2$ (soit $1 \text{ ppb NO}_2 = 1,91 \mu\text{g/m}^3 \text{ NO}_2$)
- $1 \mu\text{g/m}^3 \text{ HNO}_3 = 0,381 \text{ ppb HNO}_3$ (soit $1 \text{ ppb HNO}_3 = 2.625 \mu\text{g/m}^3 \text{ HNO}_3$)

Concernant la mesure réglementaire des NO_x , il faut préciser que l'expression « oxydes d'azote » (NO_x) doit être comprise comme « *la somme du monoxyde d'azote et du dioxyde d'azote, additionnés en partie par billion et exprimés en dioxyde d'azote en microgramme par mètre cube* » [JOURNAL OFFICIEL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 1999, p. 42].

Les concentrations peuvent aussi être exprimées en molécules/cm³. C'est généralement l'unité utilisée dans les modèles car elle permet l'utilisation des constantes cinétiques (des taux de transformation des molécules souvent exprimées en molécules/cm³/s).

Dans des conditions normales (273K, 1 atmo) :

$$\text{Nombre de molécules / Volume} = \frac{6,022 \times 10^{23} \text{ molécules}}{22,4 \times 1000 \text{ cm}^3/\text{L}} = 2,69 \times 10^{19} \text{ molécules / cm}^3$$

⁶⁰ Les conditions sont normales à 0°C (soit 273,15 K) et 1013 mbar ou 1 atm, (on dit alors que la pression et la températures sont « normales »)

⁶¹ $22,41 =$ volume molaire du gaz parfait dans les conditions normales ; PM = poids molaire. La masse molaire est la masse d'une mole d'atomes de cet élément. Par exemple, la masse molaire de N = 14,01 g et O = 16 g d'où : $\text{NO} = 14,01 + 16 = 30,01 \text{ g}$ et $\text{NO}_2 = 14,01 + (16 \times 2) = 46,01 \text{ g}$ [ATKINS et JONES, 1998, p. 155].

Rappel sur la mole (mol) : Unité de quantité de matière : 1 mole est le nombre d'atomes contenus dans exactement 12g de carbone-12. Puisque la mole donne le nombre d'atomes d'un échantillon, 1 mole d'atomes (de n'importe quel élément) représente 6.022×10^{23} atomes de l'élément. 1 mol d'objets signifie *toujours* 6.022×10^{23} objets. Le nombre d'objets contenus dans une mole, $6.022 \times 10^{23} / \text{mol}$, est appelé le nombre d'Avogadro, en l'honneur du scientifique italien Amedeo Avogadro, qui, au dix-neuvième siècle, a contribué à établir l'existence des atomes [ATKINS & JONES, 1998, p. 51].

Dans les conditions déterminées dans la Directive 1999/30/CE [JOURNAL OFFICIEL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 1999, p. 58], le volume molaire du gaz parfait passe de 22,41 (correspondant aux conditions normales) à 24L(20°C) et le nombre de molécules/cm³ devient :

$$\text{Nombre de molécules / Volume} = \frac{6,022 \times 10^{23} \text{ molécules}}{24 \times 1000 \text{ cm}^3/\text{L}} = 2,51 \times 10^{19} \text{ molécules / cm}^3$$

D'où les taux de conversion suivants : (a) 1 ppb = 2,5.10¹⁰ molécules/cm³ ;
 (b) 1 molécule/cm³ = 4.10¹¹ ppb.

La masse de polluant émise dans l'atmosphère. – A petite échelle (mondiale ou nationale), la quantité de polluant émise dans l'atmosphère est souvent exprimée en Mt/an = millions de tonnes par an.

En ce qui concerne la pollution automobile, elle est souvent ramenée à la distance : on mesure la masse moyenne émise en grammes par véhicule pour 1 km (g/km). Les normes peuvent aussi être exprimées en g/kWh ; il s'agit alors de la masse moyenne émise en grammes par véhicule par unité d'énergie dépensée⁶². C'est généralement l'unité utilisée pour les poids lourds.

Le dépôt de polluant. – La déposition de polluant peut se faire sous forme sèche ou sous forme humide. Dans le premier cas, le dépôt est exprimé en kg/ha/an ou en g/m²/s ; dans le second cas, il est exprimé en concentration : mg/L. Les dépôts de dioxyde d'azote (par exemple) sont exprimés tantôt en masse de NO₂ tantôt en masse d'azote N : le rapport NO₂/N est égal à 3,28 qui correspond au rapport entre la masse moléculaire du NO₂ (soit 14,01 + 2 x 16 = 46,01 g) et la masse atomique de l'azote (soit 14,01) :

$$32,8 \text{ kg NO}_2/\text{ha/an} = 10 \text{ kg N/ha/an}^{63}$$

⁶² Le kilowattheure (kWh) est une unité d'énergie ou de travail, équivalant au travail exécuté pendant une heure par une machine dont la puissance est de 1 kilowatt [BIBLIOROM LAROUSSE, 1996, cédérom].

⁶³ On mesure généralement l'ensemble des dépôts azotés qui sont exprimés en masse d'azote (N) quelque soit la forme originelle (forme oxydée ou réduite)

Encadré 4 : Pollution de l'atmosphère... des points de vue radicalement opposés selon les époques !

L'air sec – au niveau de la mer – est aujourd'hui constitué de 78,03% d'azote, de 20,94% d'oxygène et de 0,93% d'argon [DANIEL *et al.*, 2000, p. 256], mais il n'en a pas toujours été ainsi. L'atmosphère primitive devait être riche en méthane et/ou en oxydes de carbone. Elle a été profondément modifiée par la photosynthèse qui piège le carbone et rejette de l'oxygène [DANIEL *et al.*, 2000, p. 502-503].

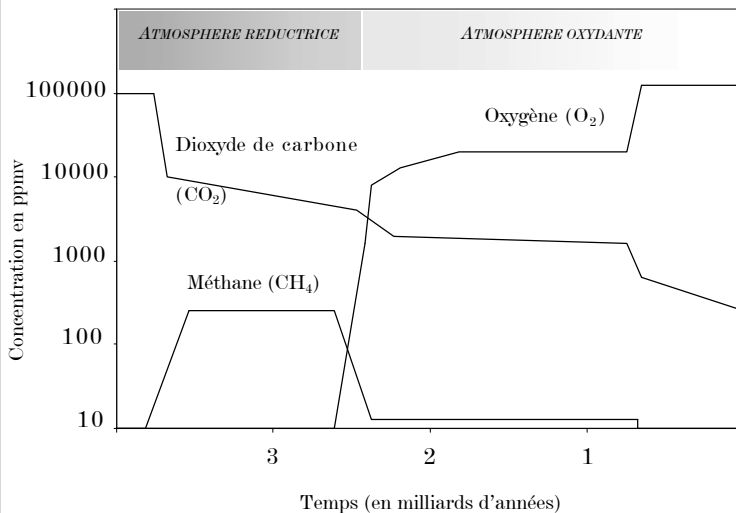


Figure 7 : Histoire hypothétique de la composition de l'atmosphère avec le passage d'une atmosphère réductrice à une atmosphère oxydante il y a environ 2 milliards d'années, au moment où sont apparues les plantes utilisant la photosynthèse [d'après LOVELOCK, 1997, p. 184 ; ATKINS et JONES, 1998, p. 170].

Quelles ont été les conséquences de cette modification de l'atmosphère ? Gilles MACAGNO [1999, p. 20] à travers son ouvrage de vulgarisation sur l'histoire de la vie, utilise un style humoristique pour retracer ses grandes étapes. On pourrait penser que ce type de référence n'a pas sa place dans une thèse, pourtant, le ton employé par l'auteur se rapproche du style qu'emploient certains journalistes. De fait, mieux qu'une référence purement « scientifique », cet extrait n'a d'autre but que de faciliter la mise en parallèle entre des événements vieux de plusieurs millions d'années et la situation actuelle (à mettre en relation avec le graphique ci-dessus).

« [Au début de la vie], l'imagination presque illimitée de la nature se heurta pourtant à un sérieux obstacle : la rareté des matières premières. Mis à part le gaz carbonique, les autres éléments utilisés sont rares à la surface de la Terre et les famines devaient être monnaie courante, ce qui limitait sérieusement le développement de la vie. C'est alors qu'il y a 2,5 ou 3 milliards d'années, quelques microbes bouleversèrent la cours de la vie : [...] les cyanobactéries.

Elles devinrent rapidement les maîtres de la Terre grâce à leur formidable « invention » : la photosynthèse. Equipées de chlorophylle, un pigment vert tout nouveau, elles captaient l'énergie de la lumière pour transformer le gaz carbonique et l'eau en juteuse matière organique. C'était bien plus rentable que tout ce qui se faisait jusqu'alors et les cyanobactéries proliférèrent très vite, envahissant toutes les eaux bien éclairées de la planète.

Seulement, comme à chaque fois quand il y a une nouveauté technologique, il y eut un hic. Cette façon de procéder est, en effet, affreusement polluante, car elle dégage de grandes quantités d'oxygène. Or, à l'époque, ce gaz corrosif était inconnu.

Cette première grande catastrophe écologique provoqua sans doute une hécatombe. Les survivants durent leur salut à la fuite vers des contrées obscures où l'oxygène est rare. A moins de posséder de quoi neutraliser ce poison... C'est ainsi que quelques microbes trouvèrent, il y a 1,5 ou 2 milliards d'années, le moyen d'utiliser ce gaz pour se fournir en énergie par une opération chimique devenue très courante depuis : la respiration ».

Les dépôts peuvent aussi être exprimés en « équivalent », sous entendu « équivalent-acide ». ULRICH *et al.* [1998, p. 25] expliquent clairement l'intérêt de cette unité : « L'activité d'une espèce chimique étant fonction du nombre de molécules (ou d'ions) et non de sa masse, la notion d'équivalent permet de comparer des composés différents. Pour le profane : la concentration en équivalent s'obtient en divisant la concentration en masse (mg/L ou kg/ha) par la masse moléculaire (ou atomique) de l'espèce chimique concernée et en multipliant le résultat par sa valence (en valeur absolue) ». La valence est le nombre de liaisons que peut former un atome. Ce nombre de liaisons est aussi parfois exprimé en terme de charge (mesure de la force d'interaction électrostatique d'une particule avec une autre particule). Cette mesure permet de comparer les mobilisations potentielles de l'ion H^+ (responsable principal de l'acidification).

Par convention, le Groupe de Travail sur les Effets de la Convention sur la Pollution Longue Distance (Convention de Genève) utilise aussi le terme « équivalent » à la place de « charge de moles ». On note que les moles et les équivalents sont les mêmes lorsque la charge $z = 1$. Les facteurs de conversions sont pour le soufre et l'azote sont donnés dans le Tableau 2 et le Tableau 3 [POSCH *et al.*, 1999, p. 164].

de :	vers :	mg/m ²	g/m ²	kg/ha	mol/m ²	eq/m ²	eq/ha
mg/m ²		1	0,001	0,01	0,00003125	0,0000625	0,625
g/m ²		1000	1	10	0,03125	0,0625	625
kg/ha		100	0,1	1	0,003125	0,00625	62,5
mol/m ²		32000	32	320	1	2	20000
eq/m ²		16000	16	160	0,5	1	10000
eq/ha		1,6	0,0016	0,016	0,00005	0,0001	1

Tableau 2 : Facteurs de conversions pour les dépôts de soufre (masse moléculaire=32, charge=2) [POSCH *et al.*, 1999, p. 164].

de :	vers :	mg/m ²	g/m ²	kg/ha	mol/m ²	eq/m ²	eq/ha
mg/m ²		1	0,001	0,01	0,0000714..	0,0000714..	0,71428..
g/m ²		1000	1	10	0,0714..	0,0714..	714,28..
kg/ha		100	0,1	1	0,00714..	0,00714..	71,428..
mol/m ²		14000	14	140	1	1	10000
eq/m ²		14000	14	140	1	1	10000
eq/ha		1,4	0,0014	0,014	0,0001	0,0001	1

Tableau 3 : Facteurs de conversions pour les dépôts d'azote (masse moléculaire=14, charge=1) [POSCH *et al.*, 1999, p. 164].

1.1.4 Les polluants réglementés

En France, les normes en vigueur sont des normes européennes. Les premières valeurs limites ont été mises en place en 1972 pour les émissions de CO et d'HC des véhicules particuliers et en 1980 pour les émissions de NO_x. Les normes n'ont cessé de se renforcer. Le durcissement de ces valeurs-limites a obligé les constructeurs (après la directive 91/441 mise en application le 01/01/1993) à équiper tous les véhicules d'un pot catalytique trifonctionnel (3 voies) [NOPPE, 1998, pp. 94-95].

Type de véhicule		Rejets de NO _x	Rejets de HC	Rejets de CO	Rejets de particules	
Véhicules particuliers (Directive Européenne 94/12 appliquée depuis le 01/01/1997)		E*	0,5 g/km	2,2 g/km	-	
		D**	0,7 g/km	1 g/km	0,08 g/km	
Véhicules utilitaires légers (Directive Européenne 96/69 appliquée depuis le 01/10/1997 pour les < 1,25 t, et le 01/10/1998 pour les autres)	< 1,25 t	E	0,5 g/km	2,2 g/km	0,08 g/km	
		D	0,7 g/km	1 g/km		
	< 1,7 t	E	0,6 g/km	4 g/km	0,12 g/km	
		D	1 g/km	1,25 g/km		
> 1,7 t	E	0,7 g/km	5 g/km	0,17 g/km		
	D	1,2 g/km	1,5 g/km			
Poids lourds (Directive Européenne 91/542 appliquée depuis le 01/10/1996)			7 g/kWh	1,1 g/kWh	4 g/kWh	0,15 g/kWh***
2 roues # (depuis le 17/06/1999)	2-temps < 50 cm ³	3 g/km		6 g/km	-	
	2-temps > 50 cm ³	0,1 g/km	4 g/km	8 g/km		
	4-temps > 50 cm ³	0,3 g/km	3 g/km	13 g/km		
3 roues ## (depuis le 01/01/1996)		1,2 g/km		-		
<p>E = Essence ; ** D = Diesel (injection indirecte) ; *** limite d'émission des particules moins sévère pour les moteurs de puissance inférieure à 85 kW ; Source : NOPPE, 1998, pp. 94-97, sauf # idem, p. 34 et ## SFSP, 1996, p. 21.</p> <p>NB : Lorsqu'une norme d'émission est exprimée sous forme d'une somme « Hydrocarbures + NO_x », la part des NO_x est estimée à 60% environ [URF, 2001b, web]. Dans les futures normes, ces deux groupes de polluants seront à nouveau séparés.</p>						

Tableau 4 : Normes européennes à l'émission pour l'homologation des véhicules neufs (Mesures sur bancs et cycles d'essai normalisés)

Le tableau ci-dessus ne reprend que les valeurs actuelles. Il est cependant intéressant d'envisager les progrès réalisés au cours des deux dernières décennies : au début 2000, les émissions réglementaires des voitures à essence neuves ont été divisées par 8 à 20 selon les produits en 12 ans. Celles des voitures diesel mises en circulation ont été, sur la même période, divisées par 4 pour le CO, par 12 pour les hydrocarbures, par 8 pour les NO_x. Pour les poids lourds, la sévèrisation des normes correspond – approximativement – à une division par 2,5 à 3,5 des émissions en 10 ans [URF, 2001c,d,e, web].

Ainsi, les véhicules neufs sont de moins en moins polluants lorsqu'ils sortent de l'usine, cependant ces chiffres peuvent donner l'illusion qu'ils correspondent aux émissions réelles du parc automobile. Il s'agit bien entendu d'une vision très erronée de la situation : d'abord, les qualités environnementales de ces véhicules neufs vont dépendre de l'usage, de l'entretien et de la conduite de leurs propriétaires, mais vont – dans tous les cas – vers une dégradation ; enfin, et c'est le point essentiel, la grande majorité des véhicules constituant le parc actuel correspond à des normes plus anciennes. Un bilan de cette question complexe sera proposé plus loin.

1.1.5 Les polluants non réglementés

Les polluants « classiques » sont émis en grandes quantités, mais ont une durée de vie relativement brève dans l'atmosphère. La plupart des polluants non réglementés sont des polluants persistants, qui au contraire, même s'ils ne sont émis qu'à de très faibles doses annuellement, ne sont pas éliminés par réduction ou par réactions chimiques. Leur persistance durant plusieurs dizaines, voire centaines d'années entraîne leur accumulation dans l'environnement terrestre ou atmosphérique, atteignant ainsi des concentrations nocives. Il s'agit des métaux lourds, notamment le plomb et le cadmium, des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, des composés organochlorés, notamment des dioxines, des Chloro Fluoro Carbonates [OCDE, 1995, p. 36], des PCB, mais aussi des furannes, du N₂O, des HFC, des PFC, du SF₆, de l'H₂S, etc. [DAEI/SES – INSEE, 2001, p. 92]. Nombre de ces substances sont très toxiques ou ont des conséquences vis-à-vis du maintien de la couche d'ozone stratosphérique.

1.2 La part des transports routiers dans les émissions totales

Les inventaires nationaux d'émissions coordonnés par le CITEPA sont considérés – en France – comme la référence sur cette question. Ces inventaires permettent de connaître la contribution des différents secteurs d'activité aux rejets nationaux.

D'une manière générale, les transports représentent une part importante des émissions. Comme le note BONNAFOUS [1999, p. 33] : « *Cette part a eu tendance à se renforcer car les émissions ont souvent baissé dans les autres secteurs d'activité [l'industrie notamment] alors que les efforts fournis dans les transports ont été en partie compensés par la progression des trafics* ».

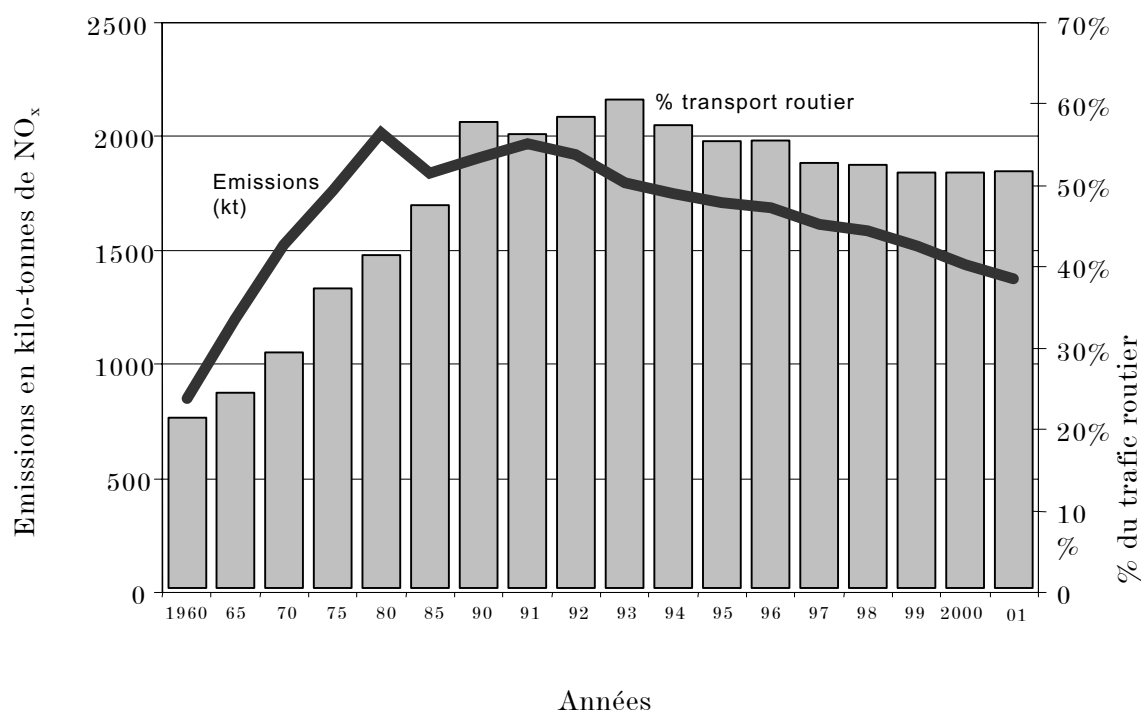
Notons que le secteur d'activité « Transport » ne concerne pas uniquement les transports routiers, mais englobe également les transports ferroviaires, aériens, maritimes, fluviaux et

par oléoducs. Cependant, la part de la route est prédominante : plus de 95 % [BONNAFOUS, 1999, p. 33 ; OCDE, 1997, p. 180]. La plupart des statistiques et des informations disponibles font cependant la distinction entre les différents modes.

Le Graphique 2 illustre la part des transports routiers dans les émissions de NO_x. Il a été réalisé sur la base des données du CITEPA (Coralie, format Secten), mise à jour du 18 avril 2002 et mise à la disposition de tout un chacun (www.citepa.fr). Il met en évidence la réduction des émissions d'une manière générale. Depuis 1994, la part des transports diminue également, mais moins vite que les émissions totales (55% en 1996, 51% en 2001⁶⁴). « *Pour atteindre les objectifs de 2010 fixés dans le cadre du protocole de Göteborg et ceux définis dans la directive européenne sur les plafonds d'émissions nationaux, des réductions plus accentuées devront être réalisées au travers de mesures additionnelles [aux améliorations induites par les progrès technologiques]* » [CITEPA, 2002, p. 6].

Emissions de NO_x en France depuis 1960 et part du transport routier

(CITEPA/Coralie/Secten – 18/04/2002)



Graphique 2 : Emissions de NO_x en France et contribution des transports routiers [CITEPA, 2002, p. 6]

⁶⁴ pour 2001, il s'agit d'estimations préliminaires. Le pourcentage est le même que pour 2000 et 1999.

Les chiffres proposés ici constituent une moyenne pour toutes les catégories de véhicules confondues or, comme le fait remarquer NOPPE [1998, p. 16] : « *La contribution relative des voitures particulières, des utilitaires légers et des poids lourds varie selon les polluants. Les véhicules utilitaires (poids lourds et utilitaires légers), équipés en grande majorité de moteurs diesel, sont responsables d'une part prédominante des émissions de particules et d'oxydes d'azote* ». D'autre part, les polluants ne sont pas émis de façon régulière sur l'ensemble du territoire ; les conditions de circulation (trafic fluide ou engorgé) jouent également sur les émissions. Ainsi, 70% des COV et du CO sont émis en milieu urbain et plus de 60% des émissions de NO_x et de particules sont le fait du trafic interurbain [NOPPE, 1998, p. 16]. Les facteurs influençant les rejets des véhicules sont très nombreux. Le paragraphe qui suit a pour objectif de lister les principaux d'entre eux.

1.3 Qu'est-ce qui fait varier les quantités de polluants émis ?

Les quantités de polluants rejetées par un véhicule au cours d'une unité d'utilisation (le kilomètre ou la seconde) sont appelées « émissions unitaires ». Ces émissions sont la résultante de toute une série de variables : type de véhicule, conduite du conducteur, conditions de circulation, caractéristiques de la route et des conditions climatiques. Après avoir rapidement décrit ces facteurs, nous évoquerons les difficultés liées à la mesure de ces émissions unitaires – dont l'estimation est essentielle dans ce travail – et la fiabilité de ces dernières.

1.3.1 Les facteurs liés au véhicule

Les caractéristiques du véhicule ont une grande influence sur les émissions unitaires : type de véhicule, technologies mises en œuvre, type de carburant mais aussi l'entretien, le niveau de chargement et l'aérodynamisme.

Il existe des classifications très détaillées des divers véhicules (notamment pour les poids lourds, cf. Encadré 5, p. 84). Nous distinguons les catégories suivantes : les véhicules légers (VL) ou particuliers (VP), les véhicules utilitaires (VU) comprenant les véhicules utilitaires légers (VUL) et les poids lourds (PL), et les deux roues (cf. Encadré 5, p. 84 pour les détails).

D'une manière générale, plus les véhicules sont lourds, plus les besoins énergétiques sont élevés, plus la consommation de carburant augmente et plus les émissions sont importantes. Cependant, l'émission de polluants de certains deux-roues (ou trois-roues) de petite cylindrée peut atteindre un niveau plus élevé que celui des voitures (CO, HC + NO_x) [ACADEMIE DES SCIENCES, 1996, p. 8].

D'importantes variations existent entre les carburants et les diverses technologies. Etant donné leur très faible part dans le parc des véhicules, nous ne nous attarderons pas sur les carburants de substitution ou carburants alternatifs : GPL (Gaz de Pétrole Liquéfié), GNV (Gaz Naturel pour Véhicules), gaz « de récupération », biocarburants (de type Diester) [BIRRAUX, 1995, p. 15], Aquazole, véhicules électrique, moteur à pile à combustible (alimenté par de l'hydrogène, du méthanol ou des essences spéciales riches en hydrogène), véhicules hybrides... Ces carburants font partie des solutions pouvant permettre une réduction de la pollution automobile. Dans cette thèse, seuls les trois carburants qui alimentent la très grande majorité des véhicules en France : l'essence plombée⁶⁵, l'essence sans plomb et le gazole sont pris en compte. Ces carburants correspondent aux deux technologies les plus courantes : les moteurs diesel et essence dont la répartition – pour le parc détenu par les ménages en 2000 – est la suivante : 49,3% de super sans plomb, 11,9% de super plombé, 38,1% de gazole et 0,7% de GPL [CCFA, 2001a, web].

Les véhicules à essence avec catalyseur et les véhicules diesel rejettent à peu près les mêmes polluants, mais dans des proportions différentes. Par rapport aux moteurs à essence, les moteurs diesel fonctionnent : (a) en excès d'oxygène, et par conséquent émettent peu de CO (presque tout le CO est transformé en CO₂) et une grande quantité d'oxygène (ce qui interdit pour le moment le traitement des NO_x par catalyse) ; (b) à haute température, et par conséquent émettent plus de NO_x⁶⁶, ainsi que des particules (le sens de variation des particules et des NO_x est opposé) ; (c) à combustion plus complète : ils consomment moins de carburant et émettent moins d'hydrocarbures ; (d) au gazole : ils émettent des composés soufrés dus à la présence (résiduelle) de soufre dans le gazole⁶⁷ [URF, 2001d, web].

Sur les véhicules à essence, l'utilisation d'un pot catalytique permet de réduire les émissions de certains polluants, notamment avec les pots catalytiques 3 voies montés sur tous les véhicules essence depuis 1993. Il faut cependant savoir que le pot catalytique entraîne une surconsommation de 5 % environ [SFSP, 1996, p. 17] ; en même temps, la nécessité d'une injection électronique fait baisser la consommation. Au final, elle est équivalente. De même, si le catalyseur est moins efficace au démarrage, il n'est pas pour autant inefficace comme on le lit souvent [JOURMARD, 2001, comm. verb.].

⁶⁵ La situation a évolué entre le début de cette thèse et son achèvement. Depuis le 1^{er} janvier 2000, l'essence plombée a été retirée (le sujet est abordé plus loin dans le texte).

⁶⁶ Notons qu'un diesel émet 2 à 3 fois moins de NO_x qu'une voiture essence non catalysée. La baisse des émissions de NO_x grâce au catalyseur essence permet d'associer une émission 3 fois moindre pour les essences catalysées que pour les diesels, mais le carburant n'y est pour rien [JOURMARD, 2001, comm. verb.].

⁶⁷ La teneur en soufre a été réduite progressivement depuis 1993 ; elle était de 0,05 % depuis octobre 1997, elle a été réduite à 0,035% en 2000 et sera de 0,005% en 2005 [URF, 2001d, web].

Encadré 5 : Glossaire des transports

Les instances européennes ont jugé nécessaire l'harmonisation du vocabulaire relatif aux transports dans un « Glossaire des statistiques de transport » [CEMT *et al.*, 1997]. On ne reprend ici que les termes essentiels et les définitions abrégées :

Voiture particulière : Véhicule routier automobile autre qu'un motorcycle, destiné au transport de voyageurs et conçu pour un nombre de places assises (y compris celle du conducteur) égal au maximum à neuf. *Le terme "voiture particulière" couvre donc les voitures (sans permis), les taxis et les voitures de location à condition qu'elles aient moins de dix places assises. Cette catégorie peut inclure également les camionnettes pick-up.*

Camion : Véhicule routier automobile rigide conçu, exclusivement ou principalement, pour le transport de marchandises. *Cette catégorie inclut les camionnettes, véhicules routiers rigides conçus, exclusivement ou principalement, pour le transport de marchandises, avec un poids maximal autorisé n'excédant pas 3 500 kg. Elle peut inclure également les camionnettes "pick-up".*

Tracteur routier : Véhicule routier automobile conçu, exclusivement ou principalement, pour le remorquage d'autres véhicules routiers non automobiles (essentiellement semi-remorques). *Les tracteurs agricoles ne sont pas inclus dans cette catégorie.*

Remorque : Véhicule routier pour le transport de marchandises conçu pour être remorqué par un véhicule routier automobile.

Semi-remorque : Véhicule routier pour le transport de marchandises sans essieu avant, conçu de manière à ce qu'une partie du véhicule et une partie importante de son chargement reposent sur le tracteur routier.

Ensemble articulé : Semi-remorque couplée à un tracteur routier.

Train routier : Remorque attelée à un véhicule routier automobile pour le transport de marchandises. *Un ensemble articulé comprenant une remorque supplémentaire est inclus dans cette catégorie.*

L'enquête TRM (Transports Routiers de Marchandises) : Les Etats membres de l'Union européenne transmettent à EUROSTAT des données sur le transport routier de marchandises effectué par les véhicules à moteur immatriculés chez eux (selon le Règlement (CE) n° 1172/98 harmonisant davantage les concepts et les procédés). En France, c'est le SES (Service Economique et Statistique) de la DAEI (Direction des affaires économiques et internationales - Ministère de l'Equipement, des Transports et du Logement) qui est chargé de réaliser cette enquête permanente [GALLAIS *et al.*, 2000, p. 8]. L'enquête permanente TRM concerne le transport, pour compte d'autrui ou pour compte propre, réalisé par les catégories suivantes de véhicules utilitaires immatriculés en France : camions de trois tonnes et plus de charge utile et de moins de quinze ans (avec ou sans remorque de tous âges) ; tracteurs routiers de moins de quinze ans (avec des semi-remorques de tous âges). L'enquête est effectuée par sondage. Pour chacun des véhicules de l'échantillon, l'interrogation porte sur l'utilisation qui en est faite pendant une semaine de référence. L'unité de collecte est donc le véhicule-semaine. Pour tenir compte de la saisonnalité des transports, l'échantillon de véhicules est réparti sur l'ensemble des semaines de l'année [SES TRANSPORT – INFOS RAPIDES, 2001, p. 4].

L'INRETS, en 1994, utilisait les définitions suivantes :

véhicule articulé ou **ensemble articulé** = ensemble « tracteur + semi-remorque », souvent contracté en « semi-remorque » et même « semi » (langage courant) qui deviennent alors tous deux masculins. Une semi-remorque comporte 1, 2 ou 3 essieux, le tracteur en a 2 voire 3, et l'ensemble peut donc avoir de 3 à 6 essieux. Longueur limite : 16m50.

train routier = ensemble "porteur + remorque", le porteur étant un camion solo à 2 ou 3 essieux et la remorque, attelée au camion, a également 2 ou 3 essieux. Au total, le train routier dispose au minimum de 4 essieux et au maximum de 6 essieux. Longueur limite : 1 8m50.

maxi-code = véhicule lourd disposant d'au moins 5 essieux pour être autorisé au poids maximal de 40 t.

« ensemble routier » = véhicule articulé ou train routier : désigne l'un ou l'autre de ces grands poids lourds ("Long Vehicle" en anglais).

véhicule utilitaire ou **VU** = tout véhicule utilisé pour des activités commerciales, industrielles (et non privées) et assuré par une société. Cela s'applique aussi bien à une voiture qu'un car ou un camion.

véhicule utilitaire lourd = VU d'au moins 3,5 tonnes, ce qui permet de ne pas prendre en compte les voitures, breaks, 4x4, fourgonnette. Egalement appelé « véhicule industriel » [INRETS, 1994, p. 6].

La nomenclature **CORINAIR 1999** distingue : Passenger Cars ; Light Duty Vehicles < 3.5t ; Heavy Duty Vehicles > 3.5t and buses ; Mopeds and Motorcycles < 50cm³ ; Motorcycles > 50cm³ avec, pour chacune d'entre elle 3 cycles de conduite : autoroute, rural et urbain.

Le CCFA (Comité des Constructeurs Français d'Automobiles) distingue :

Voitures particulières (VP) : 5CV et moins / 6CV à 10 CV / 11 CV et plus

Véhicules utilitaires légers (VUL) : < 2,5 t / 2,5 à 3,5 t / 3,6 t à 5 t

Véhicules légers = VP + VUL

Véhicules industriels de plus de 5 t :

Porteurs (5 t à moins de 12 t / 12 t à moins de 16 t / 16 t à moins de 20 t / 20 t et plus)

Tracteurs routiers

Autocars et autobus

Véhicules utilitaires = VUL + Véhicules industriels de plus de 5 t [CCFA, 2000, p. 66].

Pour les véhicules diesel, le « pot d'oxydation » ou catalyseur oxydant est obligatoire en France depuis le 01/01/1997 [MATE, 1999, web]. Il permet la diminution des émissions de HC et de CO [NOPPE, 1998, p. 45].

Le supercarburant plombé a été supprimé en France à compter du 1^{er} janvier 2000 (arrêté du 23 décembre 1999 pris en vertu de la directive 98/70/CE) ; il est remplacé par un carburant additivé au potassium (additif « ARS » - antirécession de soupape) [CPDP et DAEI-SES (CCTN) *in* URF, 2001a, web].

Pour finir, rappelons qu'un véhicule chargé (ou dont l'aérodynamisme est réduit : galerie sur le toit, fenêtres ouvertes, etc.) émet une plus grande quantité de polluants puisque son moteur doit développer, pour atteindre une vitesse donnée, plus de puissance (d'où une hausse de la consommation de carburant) que lorsque le véhicule est vide ou plus aérodynamique.

Le niveau d'équipements de confort (notamment l'air conditionné) accroît la demande énergétique. Ces aspects seront traités dans le paragraphe consacré au parc automobile français et son évolution.

1.3.2 Les facteurs liés aux conditions de circulation

Les émissions varient énormément selon les conditions de circulation : urbain lent, urbain fluide, route, autoroute, etc. En effet, les phases d'accélération et de décélération, la durée des arrêts aux feux (moteur au ralenti) ont un grand effet sur les niveaux d'émissions. Or, la vitesse est le paramètre essentiel des émissions bien que le style de conduite – qu'on évoquera plus loin – joue également mais dans une moindre mesure : dans des trafics urbains congestionnés, les émissions de HC, de CO, de CO₂, de NO_x sont essentiellement le fait des véhicules diesel tandis que les émissions de NO_x des véhicules à essence sont moins influencées par les conditions de circulation tout en étant près de deux fois plus élevées sur autoroute rapide qu'en circulation urbaine très congestionnée [JOURMARD *ET al.*, 1990, p. 63]. Ainsi, les faibles vitesses comme les vitesses rapides sur autoroute contribuent à l'augmentation des émissions [NOPPE, 1998, p. 42].

Enfin, les émissions sont bien plus importantes lorsque le véhicule est froid (démarrage). En France, plus de 25 % du kilométrage total est effectué moteur froid [JOURMARD *et al.*, 1990, p. 65]. La distance parcourue à froid est en moyenne proche de 6 km [INRETS, 1995, Fiche résultat rapport 197] or, la longueur moyenne des trajets des VL en Europe varie entre 5 et 8km [LAURRIKO *et al.*, 1995 ; ANDRE *et al.*, 1999 *in* JOURMARD *et al.*, 1999, p. 31].

1.3.3 Les facteurs liés à la route

La route sur laquelle se déplace un véhicule influence elle aussi les émissions de ce dernier. Deux paramètres sont à prendre en compte : l'altitude et la pente.

Les voitures sont réglées pour que les émissions soient minimales au niveau de la mer ; elles augmentent considérablement avec l'altitude : elles émettaient 4 fois plus de CO à 2500 m [BRIMBLECOMBE, 1986 *in* SETRA et MAZOUÉ, 1994, p. 54]⁶⁸. La pente, qui va souvent de pair avec les hautes altitudes, aggrave le niveau d'émission des véhicules : comme le poids ou la limitation de l'aérodynamisme, la pente oblige le moteur à développer plus de puissance, donc sa consommation et finalement, à rejeter plus de polluants. La pente entraîne donc une augmentation considérable des émissions [JOURMARD *et al.*, 1990, p. 56], surtout pour les PL et lorsque la pente est > 4% [JOURMARD *et al.*, 1999, p. 38].

Polluant	CO	CO ₂	HC	NO _x	Consommation
Surémission (g/km par % de pente)	0,85	17,0	0,061	0,49	5,52

Tableau 5 : Augmentation absolue moyenne des émissions (en g/km) pour chaque pourcentage de pente supplémentaire [JOURMARD *et al.*, 1990, p. 56].

Le rapport MEET 1999 [JOURMARD *et al.*, 1999, pp. 38-40] décrit en détail les fonctions utilisées pour la prise en compte de l'influence de la pente sur les émissions.

1.3.4 Les facteurs climatiques

Lors du démarrage à froid, et tant que le moteur n'a pas atteint 70°C [DEGOBERT, 1992, p. 163], les émissions sont plus importantes. La température de l'air joue donc un rôle puisqu'elle conditionne la durée qu'il faudra au moteur pour atteindre cette température. Le temps de chauffe sera d'autant plus long que la température ambiante est basse.

Aux émissions de polluants supérieures en hiver, s'ajoute le dépôt de nombreux polluant gazeux sous l'effet du faible ensoleillement et des basses températures [ETTALA *et al.*, 1986 ; LUNDE, 1976 ; MARKLUND *et al.*, 1991 *in* HAUTALA *et al.*, 1995, p. 45].

Le vent, en ralentissant ou en facilitant le déplacement des véhicules constitue un autre paramètre influençant les émissions. Pour finir, l'ensoleillement ne joue pas de rôle sur les émissions directes des véhicules, mais les rayonnements UV sont les déclencheurs de la chimie atmosphérique à l'origine de la formation de polluants secondaires, l'ozone essentiellement.

⁶⁸ Pour les véhicules à carburateur. Ce n'est plus vrai pour les véhicules à injection et les diesels [JOURMARD, 2001, comm. verb.].

1.3.5 Les facteurs liés au conducteur

Il s'agit essentiellement du style de conduite. Un véhicule conduit de manière dite « agressive ou performante » (forte augmentation des rapports entre les vitesses, accélération, freinage, vitesse volontairement élevés) émettra une quantité de polluants supérieure au même véhicule conduit de manière « normale ou économique ». Les écarts entre les deux styles de conduite sont significatifs dans la plupart des cas, et se fait essentiellement dans la montée en vitesse [PILLOT, 1997, p. 179]. Pour la FEBIAC (Fédération Belge de l'Industrie de l'Automobile et du Cycle), « *chaque automobiliste porte une responsabilité non négligeable par sa façon de conduire et l'état technique de sa voiture. Un style de conduite agressif peut réduire à néant tous les efforts réalisés par le constructeur pour économiser du carburant* » [FEBIAC, 2001, web].

Le tableau qui suit montre l'influence des accélérations sur le total des émissions émises. Les chiffres proposés indiquent dans quelle proportion les accélérations ont contribué aux émissions totales. Ces chiffres ont été obtenus en comparant les émissions de VP lorsque la vitesse est stabilisée avec celle d'un cycle de conduite « réelle » (de vitesse moyenne équivalente)⁶⁹ mais comportant des phases d'accélération et de décélération.

	Vitesse (km/h)	CO	CO ₂	HC	NO _x	Particules	Conso.
Essence non cata.	15	53	18	58	65	-	33
	90	47	14	30	11	-	22
Diesel	15	2	28	35	30	40	40
	90	7	17	29	21	27	18

Tableau 6 : Surémissions en pourcentage liées aux accélérations (comparaison cycle « réel » et vitesse stabilisée) [JOURMARD et al., 1990, p. 31].

Ce facteur « style de conduite » est important car, d'une part les variations engendrées ne sont pas négligeables, et d'autre part parce qu'il s'agit d'un des rares facteurs humains (avec l'accroissement général de l'utilisation des véhicules particuliers, mais aussi l'accroissement de la puissance et du poids des véhicules ainsi que des éléments de confort comme la climatisation) qui intervienne directement sur les émissions. Le style de conduite, bien que propre à chacun, semble cependant avant tout lié à la culture du pays ; il s'agit donc d'un facteur vis à vis duquel il est possible de faire évoluer les mentalités. Il ne faut toutefois pas surestimer son influence sur les émissions : quel que soit le style de conduite du conducteur, il faut obligatoirement freiner et accélérer.

⁶⁹ En l'occurrence, il s'agit de cycle INRETS chauds non réglés, c'est-à-dire que les mesures sont effectuées sur moteur chaud et sur le véhicule tel qu'il a été réceptionné (non réglé). Les cycles INRETS correspondent à des cycles de conduites « réelles » ; ils ont été mis au point à partir d'une Enquête sur l'Utilisation Réelle des Véhicules [ANDRE, 1989 in JOURMARD et al., 1990, p. 18].

1.3.6 Le parc automobile français

L'ensemble des éléments évoqués précédemment laisse imaginer la grande disparité qui existe entre l'ensemble des véhicules du parc automobile français. Ainsi, l'estimation des émissions réelles (bien éloignées des émissions réglementaires) est tributaire de la connaissance de la composition du parc.

Au 1^{er} janvier 2000, le parc français comptait 33,1 millions de véhicules dont 27,5 millions de VP, 5 millions de VUL et 0,6 millions de PL. Le détail de cette répartition apparaît dans le Tableau 7 [CCFA, 2000, p. 66]. Notons que la répartition des véhicules du parc ne correspond pas forcément à la répartition des kilomètres réellement effectués, d'où la distinction entre le parc statique et le parc roulant [NOPPE, 1998, p. 67] : les PL et les diesel roulent relativement plus, les VP essence et les deux-roues relativement moins. C'est ce qu'illustre le Tableau 8.

<i>en milliers</i>	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001*
Voitures particulières										
jusqu'à 5 CV	5 090	6 645	8 312	9 367	9 446	9 587	9 764	10 118	10 572	11 003
6 à 10 CV	11 460	12 525	13 385	14 298	14 451	14 742	15 150	15 508	15 723	15 863
Plus de 10 CV	1 890	1 630	1 313	1 235	1 203	1 170	1 176	1 184	1 186	1 194
Total (VP)	18 440	20 800	23 010	24 900	25 100	25 499	26 090	26 810	27 480	28 060
<i>dont : diesel</i>	730	1 660	3 265	6 306	6 938	7 470	8 029	8 609	9 261	9 980
Véhicules utilitaires										
jusqu'à 3,5 t	1 980	2 754	4 125	4 513	4 564	4 617	4 750	4 868	4 974	5 110
De 3,6 t à 5 t	40	17	20	17	16	13	13	12	12	12
De 5 t à 20 t	318	307	334	308	303	302	293	289	287	286
20 t et plus	26	33	41	43	43	44	44	45	46	48
Tracteurs routiers	129	137	160	181	190	197	198	204	210	217
Total VU	2 493	3 248	4 680	5 062	5 116	5 173	5 298	5 418	5 530	5 673
<i>dont : diesel</i>	976	1 298	2 342	3 467	3 591	3 710	3 873	4 035	4 202	4 403
Autocar-Autobus	57	62	68	78	79	82	82	82	80	80
Total tous véhicules	20 990	24 110	27 758	30 040	30 295	30 754	31 470	32 310	33 090	33 813
<i>dont : diesel</i>	1 763	3 020	5 675	9 851	10 608	11 262	11 984	12 726	13 543	14 463

A partir de 1998, le parc a été modifié à la suite d'informations complémentaires sur les vignettes.
*Estimations CCFA

Tableau 7 : Le parc automobile français au 1^{er} janvier 2001 [CCFA, 2001b, web]

<i>en %</i>	VP essence	VP diesel	VUL	Poids lourds	Deux-roues
Parc statique : répartition du nombre de véhicules en circulation	54	21	14	2	9
Parc roulant : répartition du kilométrage effectué par les véhicules en circulation	45	29	16	6	4

Tableau 8 : Comparaison de la structure des parcs statique et roulant [CITEPA, 1995 in NOPPE, 1998, p. 68]

Le parc des véhicules particuliers. – Depuis 1980, le nombre de véhicules particuliers en France a progressé régulièrement, passant de 18,4 millions à 27,5 millions de véhicules en 2000 [CCFA, 2000, p. 66]. Sur ce total, les voitures neuves ne représentent que 2 millions d'unités. Pour MIRABEL [1999, p. 2], la simple comparaison de ces deux quantités montre l'inertie importante du système : le parc se renouvelle lentement.

Le parc français se caractérise – d'un point de vue environnemental – par trois traits : (a) le phénomène de vieillissement, (b) sa diésélisation, (c) le phénomène de montée en gamme du parc avec trois évolutions majeures : l'alourdissement des véhicules, leur montée en puissance et la multiplication des équipements et accessoires de confort et de sécurité [MIRABEL, 1999, p. 3].

Le vieillissement du parc. – L'âge moyen du parc est passé de 5,8 ans en 1980 à 7,3 ans en 2000 [CCFA, 2001c, web]. C'est une évolution d'autant plus significative que le prix des véhicules (en prix réel) a baissé et que le gouvernement, par deux fois au cours de la décennie 1990, a mis en place des aides ponctuelles⁷⁰ favorisant l'achat de véhicules neufs. Voici quelques données concernant la « pyramide des âges » du parc, selon les estimations de deux organismes : le CITEPA et l'URF.

Le CITEPA estimait, au 1^{er} janvier 1996, que 6% du parc VP essence dataient d'avant 1981, 25% de la tranche 1981-1986 et 35% de la tranche 1986-1989. Ainsi, en 1996, deux tiers (64%) des véhicules particuliers correspondaient – au mieux – aux normes de 1986.

Selon l'URF, les voitures de moins de 3 ans (immatriculées depuis le 1^{er} janvier 1997) représentent 21% du parc et 28% de la circulation, les voitures de moins de 7 ans (immatriculées depuis le 1^{er} janvier 1993) représentent 49% du parc et 59% de la circulation, les voitures de moins de 12 ans (immatriculées depuis le 1^{er} janvier 1989) représentent 82% du parc et 88% de la circulation. Le parc est pratiquement renouvelé en 15 ans (à plus de 95% en terme de circulation) [DAEI-SES *in* URF, 2001f, web]. Sachant que les véhicules les plus âgés sont aussi les plus polluants, le temps de réponse est donc élevé pour que les normes fixées fassent complètement effet.

⁷⁰ Deux dispositifs successifs de primes à la reprise des véhicules anciens lors de l'achat simultané de véhicules neufs ont été mis en œuvre au milieu des années 1990 : la « jupette » (1994-95) puis la « baladurette » (1995-1996).

Ces deux dispositifs avaient pour objectif principal le soutien conjoncturel de la demande par une action directe sur la construction automobile. Ils avaient également pour objet d'assainir le parc automobile, le retrait des véhicules les plus anciens devant permettre d'améliorer la sécurité routière et de réduire la pollution.

La Cour des Comptes estime que si le premier dispositif a effectivement répondu assez opportunément à une dégradation particulièrement marquée du marché de l'automobile, il y a lieu de douter beaucoup de l'efficacité du second. Et, le bilan des deux dispositifs au regard de leur objectif d'assainissement du parc automobile est très incertain et vraisemblablement limité : en tout état de cause, le rajeunissement du parc automobile imputable aux primes aura été limité : celles-ci n'ont conduit au retrait que de 5% environ du parc existant et n'ont pas infléchi la tendance à l'allongement de la durée de vie moyenne des voitures [COUR DES COMPTES, 2000, web].

Plusieurs facteurs expliquent le vieillissement du parc. Les plus nets sont sa diésélisation et la multi-motorisation des foyers, facteurs eux-mêmes liés.

La diésélisation du parc. – Ce phénomène important (4% de diesel en 1980, 38% en 2000) accroît l'âge moyen des véhicules du parc car la durée de vie des diesel est 50 à 60% supérieure à celle des modèles essences [MIRABEL, 1999, p. 9]. L'attractivité des véhicules diesel repose également sur une fiscalité du véhicule (vignette⁷¹, carte grise, taxe sur les véhicules de société) plus favorable pour les véhicules diesel, compte tenu du mode de calcul de la puissance administrative des véhicules sur laquelle cette fiscalité repose [SENAT-REVOL, 1998b, web]. La fiscalité est aussi – d'une manière générale – plus favorable aux véhicules anciens (prix de la vignette moins élevée). Les avantages portent également sur le prix du carburant (le gazole est moins taxé). Parallèlement, les constructeurs ont beaucoup amélioré le manque de confort des diesels (vibrations, bruit) qui pouvait rebuter les premiers acheteurs. Les gammes se sont étoffées. Ces divers éléments expliquent en partie l'évolution du parc mais la modification des pratiques sociales des Français au cours de ces deux dernières décennies rentre également en jeu. La multi-motorisation des ménages fait parti des évolutions marquantes de notre société.

La multi-motorisation des ménages. – Des foyers de plus en plus nombreux s'équipent d'une seconde voire d'une troisième voiture.

	unité	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Ménages non motorisés	%	29.2%	25.3%	23.2%	21.6%	21.3%	21.2%	20.6%	19.8%	19.7%
Ménages motorisés	%	70.8%	74.7%	76.8%	78.4%	78.7%	78.8%	79.4%	80.2%	80.3%
Ménages monomotorisés	%	54.3%	51.2%	50.5%	50.5%	50.5%	50.7%	50.9%	51.1%	50.7%
Ménages bimotorisés	%	14.8%	21.3%	23.0%	24.4%	24.5%	24.3%	24.6%	25.0%	25.4%
Ménages trimotorisés et plus	%	1.7%	2.5%	3.3%	3.5%	3.7%	3.8%	3.9%	4.1%	4.2%
Age moyen du véhicule	année	5.80	6.02	5.90	6.57	6.63	6.92	6.90	7.09	7.25
Durée de détention moyenne	année	-	3.82	3.66	4.06	4.14	4.32	4.30	4.38	4.43
Voitures particul. d'occasion	%	-	49.1%	50.0%	54.7%	54.0%	55.3%	54.8%	55.6%	56.1%

Sources : SOFRES, caculs INRETS-ADEME, INSEE et SES in CCFA, 2001c, web.

Tableau 9 : Motorisation des ménages en France (1980-2000)

⁷¹ La vignette automobile a été supprimée en 2001 pour les personnes physiques (particuliers, entrepreneurs individuels) au titre de leurs voitures et petits utilitaires. Ce sont au total plus de 30 millions de véhicules qui ne donnent plus lieu au paiement de la vignette. La vignette reste, sauf exception, en vigueur seulement pour les personnes morales (sociétés notamment) [MINISTERE DE L'ÉCONOMIE, DES FINANCES ET DE L'INDUSTRIE, 15/11/2000, communiqué de presse, web].

Ainsi, près de 30% des ménages possèdent au moins deux voitures. L'accroissement des foyers multimotorisés est à mettre en relation avec le développement de la périurbanisation, elle-même favorisée par l'amélioration de l'offre en infrastructures qui permet, pour le même budget-temps, d'aller plus loin. C'est ce qu'ORFEUIL nomme « la dépendance des comportements de localisation résidentielle et d'activités par rapport aux capacités de mobilité » [ORFEUIL, 2000, p. 26]. La localisation en périphérie, la multiplication des grandes surfaces et des déplacements de loisirs encouragent donc l'achat d'une seconde voiture. Ces évolutions expliquent pour partie l'augmentation du taux de véhicule d'occasion chez les particuliers (49% en 1985, 56% en 2000 ; cf. tableau ci-dessus).

Le vieillissement du parc en liaison avec sa diésélisation est un phénomène qui va se poursuivre dans les années à venir, étant donné les taux records d'immatriculation des diesels dans la deuxième partie de la décennie 90. Une simulation montre que le diesel reste favori même si le gazole coûte aussi cher que le sans plomb 95. Pour l'ensemble de l'Union européenne, le parc des voitures diesel en circulation devrait s'accroître de 20% chaque année au cours des cinq prochaines années [ENERGIE PLUS, 2001].

Du point de vue de notre problématique, diésélisation et vieillissement du parc sont des caractéristiques importantes car, comme nous l'avons évoqué précédemment, les modèles diesel émettent plus de NO_x que les véhicules essence et, d'autre part, le vieillissement du parc n'est pas sans conséquences sur les émissions.

Enfin, l'âge et l'état d'entretien du véhicule sont des facteurs primordiaux. En France, les voitures de plus de 10 ans représentent 18% du parc, 12 % du kilométrage mais 40 à 60 % des émissions polluantes [OCDE, 1997, p. 175]. De fait, on estime que 1 voiture sur 3 est mal réglée [OCDE/ENV, 1993 in OCDE, 1995, p. 59]. Dans le pire des cas, un véhicule non catalysé peut voir ses émissions augmenter de 10-20%. Pour un véhicule catalysé, l'entretien joue peu hormis le remplacement du catalyseur qui joue un rôle très important [JOURMARD, 2001, comm. verb.].

Pour finir, au-delà du vieillissement et de la diésélisation du parc, l'évolution de ce dernier est marquée par l'accroissement des exigences en matière de sécurité et de confort.

Augmentation des exigences de sécurité et de confort. – En 20 ans, les véhicules ont beaucoup évolué. Les gammes proposées par les constructeurs se sont considérablement étoffées, et – à niveau de gamme équivalent – les véhicules des années 80 n'ont plus rien à voir avec ceux d'aujourd'hui. Les points les plus marquants sont l'augmentation du poids, des éléments de confort et de la puissance des véhicules ainsi que l'amélioration des performances environnementales (réduction des émissions hors CO₂).

Après une baisse entre 1980 et 1985, le poids à vide des voitures a ensuite fortement augmenté : il est passé, pour l'Europe entre 1980 et 1993, de 944 kg à 1078 kg en moyenne, soit +14%. Par exemple, la Golf première génération (1974) pesait 750 kg alors que la quatrième génération pèse 1040 kg [FEBIAC, 2001, web]. Notons cependant que si l'évolution est similaire dans tous les pays européens, la France reste très en dessous de la moyenne européenne. L'augmentation du poids des véhicules est à mettre en relation avec la multiplication des équipements et accessoires de confort et de sécurité (qui font partie des arguments commerciaux les plus souvent mis en avant) : climatisation, direction assistée, pack électrique, pot catalytique, etc. Enfin, ces 20 dernières années ont été marquées par une augmentation très nette de la puissance des véhicules : en 1980, la puissance réelle moyenne était de 46 kw ; elle est passée à 61 kw en 1997 soit + 33 % [MIRABEL, 1999, p. 14-15].

Pour conclure, on peut poser la question de la qualité des estimations du parc. On a vu qu'en ce qui concerne le parc des véhicules particuliers, les principales caractéristiques sont relativement bien connues ainsi qu'un certain nombre de détails. Pour le parc des véhicules utilitaires, très peu d'efforts ont été consentis pour son étude et les informations sont beaucoup plus fragmentaires. Ces estimations restent en partie incertaines comme l'illustre le fait suivant : le retrait définitif du super plombé, est effectif depuis le 1^{er} janvier 2000. La consommation de ce carburant représentait encore près de 6 millions de m³ en 1999 (près du tiers de la consommation d'essence), alors qu'elle n'aurait dû concerner que les véhicules antérieurs à l'année-modèle 1987 (un cinquième du parc de véhicules à essence, et une proportion plus faible encore en terme de circulation) [CPDP et DAEI-SES (CCTN) *in* URF, 2001a, web]. Ces chiffres sont en adéquation avec les estimations d'EUROSTAT qui évalue à 70,7% la part de l'essence sans plomb dans les fournitures totales d'essence pour 1999 [EUROSTAT, 2001, p. 177], ce qui laisse donc 30% à l'essence plombée. Ainsi, la mise en relation des estimations du parc avec les ventes réelles de carburant montre l'existence d'un biais. Le super plombé était sans doute utilisé par d'autres engins motorisés : tondeuse, engins agricoles, etc. et les véhicules roulant au super plombé sont sans doute très gourmands en carburant, mais cela suffit-il à expliquer la différence signalée au dessus ? Les estimations du parc sont-elles biaisées pour les véhicules les plus anciens (2^{ème} ou 3^{ème} main) ?

Malgré tout, les principaux éléments de connaissance sont connus, même si la quantification des phénomènes n'est pas garantie. A l'inverse, pour le parc des véhicules utilitaires, nous avons été contraint – étant donné le vide statistique sur ce sujet – de proposer nos propres évaluations. Les estimations que nous proposons fournissent quelques grands points de repères et de comparaison.

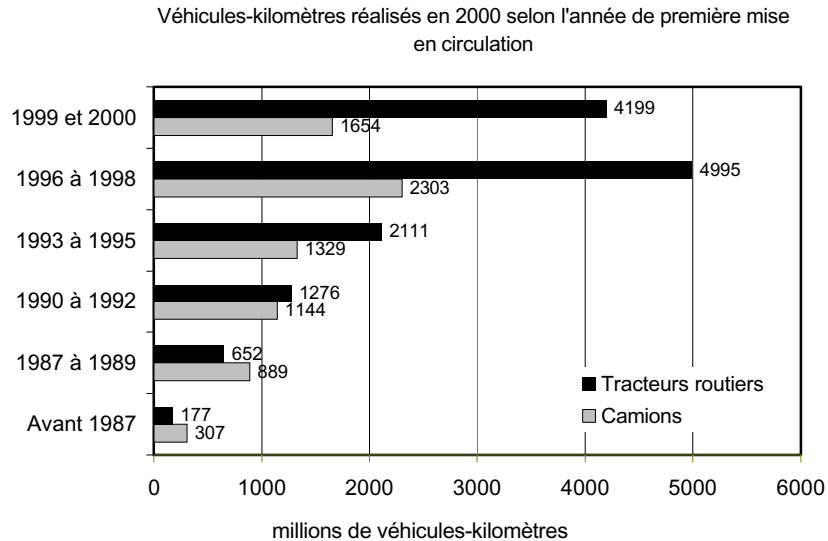
Le parc des véhicules utilitaires (VU). – Le parc des véhicules utilitaires comprend les véhicules utilitaires légers (VUL) et les poids lourds (PL). Les cars et bus ne sont pas comptabilisés dans cette catégorie (par le CCFA). Le nombre de VU est passé de 2,5 millions en 1980 à 5,7 millions en 2001 (cf. Tableau 7, p. 88) soit une augmentation de 127% sur cette période contre 52,2% pour les VP, mais cette croissance importante n'est pas homogène. De fortes disparités existent entre les différentes catégories. Si les VUL ont connu une forte augmentation (+158% sur la période), tout comme les PL supérieurs à 20 t (+84%) et les tracteurs routiers (+68%), c'est au détriment des camions de tonnage intermédiaire (3,6 à 20 t) dont le nombre a diminué (-70% pour les plus petits et -10% pour les plus gros de cette catégorie).

Au delà des catégories de VU, la question cruciale est d'estimer la pyramide des âges du parc des véhicules utilitaires. Malgré des recherches méticuleuses, nous n'avons trouvé – avant de faire directement appel aux services compétents de l'Etat – aucune donnée fiable. Ce constat est d'autant plus surprenant que la question est considérée comme primordiale vis-à-vis du parc des véhicules particuliers et, à ce titre, a fait l'objet de plusieurs études. La différence d'intérêt porté entre les parcs VP et VU est d'autant moins explicable que « *il est prévu que les émissions des poids lourds dépasseront celles des voitures particulières à brève échéance* » [CEMT, 2000a, p. 21]. Ainsi, les services statistiques du Ministère de l'Équipement (DAEI/SES) nous ont aimablement et sans difficulté fourni des données de parc et de trafic pour certains VU de moins de 15 ans. Cependant, à la demande d'une estimation de ce segment du parc, il nous a été répondu que « *actuellement, on ne peut estimer le parc en service des plus de 15 ans. Vous pouvez essayer de prolonger les courbes avec les quelques éléments que vous avez* »⁷². C'est donc ce que nous avons tenté de faire en nous basant sur deux jeux de données.

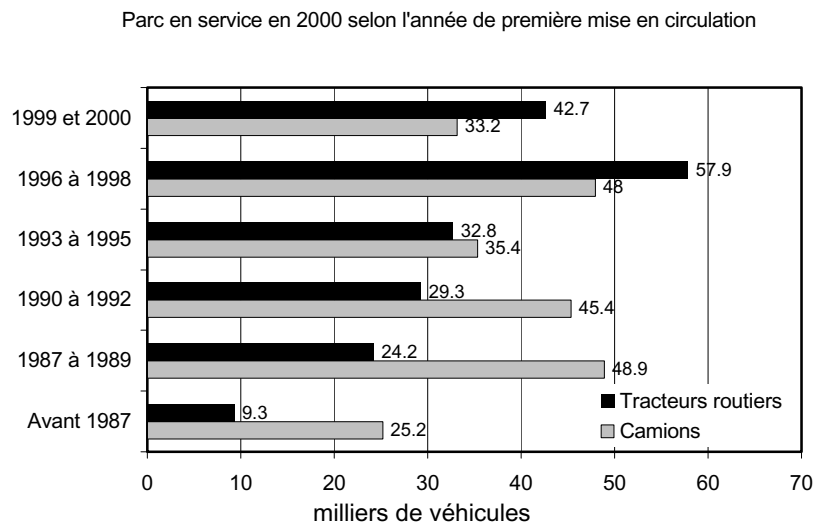
Données de cadrage sur l'âge et l'utilisation du parc roulant des VU en 2000. – Une « Enquête sur l'utilisation des véhicules de transport routier de marchandises en 2000 » a été réalisée par le Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement – DAEI/SES sur la base d'une enquête par sondage sur les camions de 3 tonnes et plus de charge utile (soit approximativement des camions de 6 t et plus de PTAC⁷³) et les tracteurs routiers immatriculés en France métropolitaine de moins de 15 ans. Le champ d'étude est donc le même que celui de l'Enquête permanente sur les transports routiers de marchandises dite « Enquête TRM ». Elle permet de répartir le nombre de véhicules par tranches d'âge ainsi que les véhicules-kilomètres.

⁷² Mail reçu de la DAEI/SES (04/08/01).

⁷³ Précision de la personne de la DAEI/SES m'ayant fournis les fichiers de données.



Graphique 3 : Véhicules-kilomètres réalisés en 2000 selon l'année de 1^{ère} mise en circulation d'après l'Enquête DAEI-SES (Ministère de l'équipement) portant sur les VU de 3 tonnes et plus de charge utile de moins de 15 ans



Graphique 4 : Parc des VU de 3 tonnes et plus de charge utile et de moins de 15 ans en 2000 selon l'année de 1^{ère} mise en circulation d'après l'Enquête DAEI-SES (Ministère de l'équipement)

Ces données montrent que les tracteurs routiers les plus récents (moins de 4 ans) font le plus de kilomètres (près de 70%) par contre, bien que cela reste vrai pour les camions, la tendance est beaucoup moins nette : les camions récents effectuent la moitié des kilomètres et ceux plus de 10 ans effectuent encore plus de 15% des kilomètres. Et, en terme d'effectif, la répartition des camions est loin de ressembler à une pyramide (la forme logique attendue). Ces éléments laissent penser que le parc de VU se renouvelle encore moins bien que celui des VP. Pour tenter d'aller plus loin et sortir du champ des enquêtes

du ministère de l'Équipement qui ne s'intéressent qu'aux véhicules de moins de 15 ans, recoupons ces données avec celles du parc routier français du CCFA, pour l'année 2000, présentées dans le Tableau 10.

<i>en milliers</i>	2000
jusqu'à 3,5 t	4 974
De 3,6 t à 5 t	12
De 5 t à 20 t	287
20 t et plus	46
Tracteurs routiers	210

Tableau 10 : Le parc des véhicules utilitaires français en 2000 (extrait du Tableau 7, p. 88 présentant les données complètes) [CCFA, 2001b, web]

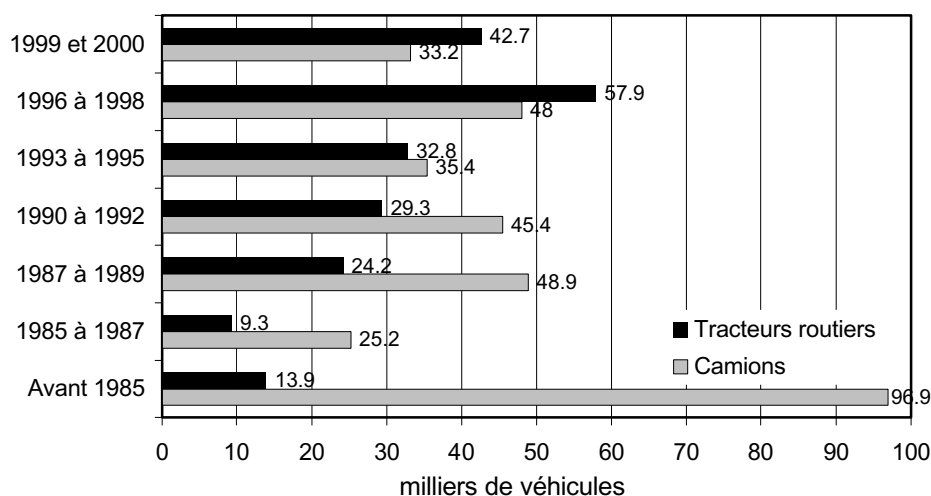
Années de 1 ^{ère} mise en circulation	Camions	Tracteurs routiers	Camions	Tracteurs routiers	Age moyen	Age x camions	Age x tracteurs
	<i>en milliers</i>		<i>en %</i>				
Avant 1985	96.9*	13.9*	29.1	6.6	17***	1647.3	236.3
1985 à 1987	25.2	9.3	7.6	4.4	14	352.8	130.2
1987 à 1989	48.9	24.2	14.7	11.5	12	586.8	290.4
1990 à 1992	45.4	29.3	13.6	14.0	9	408.6	263.7
1993 à 1995	35.4	32.8	10.6	15.6	6	212.4	196.8
1996 à 1998	48	57.9	14.4	27.6	3	144	173.7
1999 et 2000	33.2	42.7	10.0	20.3	1	33.2	42.7
Total Enquête DAEI-SES	236.1	196.1	Total années-camions			3385.1	1333.8
Total Parc CCFA	333**	210	Age moyen (en années)			10.2	6.3

* Total Parc CCFA (Parc total) - total Parc DAEI-SES (Parc des moins de 15 ans)
** Total des catégories de 5 t à 20 t et plus puisque l'Enquête DAEI-SES porte sur les camions de 3 tonnes et plus de charge utile soit approximativement des camions de 6 t et plus de PTAC (cf. Tableau 7).
*** Pour l'ensemble des véhicules de plus de 15 ans, on a choisi comme âge moyen 17 ans – de façon arbitraire car nous ne disposons d'aucune indication ; il nous semble cependant que ce chiffre est en deçà de la réalité étant donné la répartition des effectifs (pas de courbe de décroissance nette en fonction de l'âge).

Tableau 11 : Parc de PL > 5t en service en 2000 (en milliers) selon l'année de première mise en circulation d'après l'Enquête sur l'utilisation des véhicules de transport routier de marchandises en 2000 (DAEI-SES) et le parc automobile CCFA

La prise en compte des VU de plus de 15 ans montre à quel point les chiffres de l'Enquête DAEI-SES peuvent être trompeurs car sous l'appellation « Avant 1987 » ne sont en fait comptabilisés que les véhicules immatriculés entre 1985 et 1987. Et, si les véhicules antérieurs à 1985 ne représentent « que » 6,6% des tracteurs routiers, on approche du tiers en ce qui concerne les camions avec 29,1% du parc des camions qui ont plus de 15 ans. C'est un chiffre énorme. Ainsi, si des enquêtes et des données, même imparfaites, permettent une relative bonne connaissance du parc des véhicules particuliers, le parc VU semble le grand absent de la réflexion menée sur ces aspects.

Parc en service en 2000 selon l'année de première mise en circulation



Graphique 5 : Parc des VU de 3 tonnes et plus de charge utile et de tous âges en 2000 selon l'année de 1^{ère} mise en circulation d'après l'Enquête DAEI-SES (Ministère de l'équipement) et les estimations du parc automobile français du CCEA.

Nous avons également estimé l'âge moyen du parc des camions et des tracteurs routiers. Le détail des calculs apparaît dans le Tableau 11. Pour l'ensemble des véhicules de plus de 15 ans, l'âge moyen a été fixé à 17 ans – de façon arbitraire car nous ne disposons d'aucune indication ; il nous semble cependant que ce chiffre est en deçà de la réalité étant donnée la répartition des effectifs (pas de courbe de décroissance nette en fonction de l'âge). Sur cette base, l'âge moyen du parc des camions est de 10,2 ans et celui des tracteurs routiers de 6,3 ans. On a vu précédemment que le renouvellement du parc des VP est jugé très lent ; dans ces conditions, que dire de celui des poids lourds > 5 t ? Le fait est que bien que nous ne puissions pas, sur la base des informations dont nous disposons évaluer la durée nécessaire au renouvellement du parc, et sachant que celui des VP est estimé à 15 ans, on peut cependant sans risque estimer cette durée à plus de 20 ans.

La connaissance du parc automobile est fondamentale puisqu'il s'agit de mieux connaître les sources de la pollution que nous étudions une fois émise dans la nature. Cette description des caractéristiques du parc automobile permet de noter que les choix politiques (fiscalité), l'évolution des mentalités et des pratiques sociales, de l'économie et du pouvoir d'achat, l'accroissement des exigences en matière de confort, de sécurité ... et la réponse des constructeurs pour répondre à toutes ces exigences influent fortement sur la composition du parc. Toutefois, ces influences ne sont visibles que sur le long terme : il

faut environ 15 ans pour le renouvellement du parc (à 95%), et peut-être plus à l'avenir (?).

Ainsi, bien que les normes pour l'homologation des véhicules neufs soient de plus en plus sévères, ces efforts se répercutent-ils réellement sur les performances environnementales du parc ? Le parc roulant est-il de moins en moins polluant dans la réalité alors que les véhicules qui le composent sont de plus en plus vieux (surtout les camions), avec une part de diesel en constante augmentation, mais aussi des véhicules de plus en plus lourds, puissants et équipés ? C'est le point que nous allons maintenant aborder de façon plus spécifique.

1.3.7 La qualité environnementale du parc

La durabilité dans le domaine des transports nécessite de trouver un équilibre entre les préoccupations environnementales et la durabilité économique. Les instances du pouvoir, surtout au niveau Européen, ont une conscience aiguë que malgré les réels progrès qu'ont permis les approches classiques à travers les normes sur les véhicules et les carburants, la situation actuelle et les tendances qui se dégagent soulèvent de graves préoccupations.

Ainsi, les organismes d'observations et de recherche s'accordent sur le fait que les gains obtenus grâce aux normes sont en grande partie rapidement annihilés « *par la croissance des volumes du transport, en particulier du transport par voiture et par avion et par l'introduction de véhicules plus lourds et plus puissants* » [AEE, 2000, p. 3]. De nombreuses sources se recoupent pour dénoncer « l'augmentation dramatique » des émissions de CO₂ dues aux transports routiers au cours des dernières décennies [AEE, 1999, p. 63 ; COUR DES COMPTES, 2000 ; FEBIAC, 2001, web ; EUROPE, 1999, web]. D'après les dernières estimations, si rien n'est entrepris pour renverser la tendance de la croissance du trafic, les émissions de CO₂ dues au transport devraient augmenter d'environ 50% entre 1990 et 2010, atteignant les 1,1 milliards de tonnes en 2010 contre 740 millions en 1990. Une fois encore, le transport routier est le principal responsable de cette situation pour 84% [COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 2001, p. 6]. Or, une véritable marge de progression existe puisque le moteur à explosion peut gagner en efficacité énergétique. A ce sujet, ORFEUIL note que si le progrès technique est, depuis 1985, absorbé en grande partie par des effets de gamme, de poids⁷⁴, de puissance et de vitesse de pointe⁷⁵, il peut aussi être

⁷⁴ Tout accroissement de 100 kg du poids d'un véhicule se traduit par une surconsommation de 0,3 à 0,8 l/100 km selon le type de circulation (urbain, rural) [CEMT et DELSEY, 1995 in MIRABEL, 1999, p. 14].

⁷⁵ Tout accroissement de la vitesse de pointe potentielle de 10 km/h en se traduit par une surconsommation de 0,4 à 0,7 l/100 km en circulation urbaine et de 0,2 à 0,3 l/100 km en circulation fluide [CEMT et DELSEY, 1995 in MIRABEL, 1999, p. 5].

mis au crédit d'une baisse effective des consommations unitaires, ce qui a été le cas entre 1975 et 1985. Si, à l'avenir, les progrès techniques étaient mis au service d'une amélioration du confort et de la puissance des véhicules, comme c'est le cas actuellement, les experts rejettent l'hypothèse d'une stabilisation des consommations.

On a évoqué dans la partie précédente le fait que les voitures sont de plus en plus équipées. Quelques chiffres à ce sujet sont évocateurs des conséquences de ce « suréquipement ».

En ce qui concerne la climatisation, et bien qu'il s'agisse d'un phénomène relativement récent en France, il est à noter que le taux d'équipement au niveau européen pour les voitures particulières atteint 50% [AUTOACTUALITE, 1998, p. 2]. L'ADEME estimait, en 1996, que 20% du parc serait climatisé en 2000. Or les systèmes de climatisation provoquent une double aggravation des émissions de polluants car (1) la climatisation fonctionne avec des CFC sous forme de fluide, dangereux pour la couche d'ozone ; ceci est d'autant plus vrai que les contraintes d'implantation sous le capot implique l'utilisation de divers tuyaux et joints non parfaitement étanches, et source d'une grande part des pertes de fluide ; et (2) la climatisation prélève « *de la puissance directement au moteur thermique du véhicule et lui fait émettre plus de polluants* » [ENERPRESSE, 1996, p. 1]. Dans le cadre du programme MEET, les premiers essais montrent une augmentation importante (20%) des émissions de CO₂, tant pour les essences que pour les diesels. Les autres polluants semblent peu influencés. Ainsi, l'accroissement de la pénétration des véhicules à air conditionné dans le parc automobile risque de modifier les estimations des émissions unitaires [JOURMARD *et al.*, 1999, pp. 30-31].

Mais, il n'y a pas que la climatisation qui provoque une surémission. Globalement, entre 1984 et 1996, l'évolution des véhicules a entraîné une augmentation de la consommation de plus de 15% due pour 7,3% aux améliorations de la sécurité et à la réduction du bruit, 4,9% au renforcement de la réglementation relative aux émissions (normes) et pour 2,8% aux équipements de confort comme la direction assistée par exemple [CEMT, 1997 *in* MIRABEL, 1999, p. 11 ; FEBIAC, 2001, web]. Les conséquences de l'accroissement du confort et de la puissance des véhicules sont importantes. Une autre caractéristique marquante observée sur le parc automobile est son vieillissement. Au delà de la sévèrisation qui fait que même à l'état neuf, les véhicules anciens sont plus polluants, les émissions unitaires augmentent systématiquement avec l'augmentation du kilométrage des véhicules. Il existe de larges écarts entre les mesures des émissions en test et les mesures sur la route [AEE, 2000, p. 26]. Pour les camions, le renouvellement encore plus lent du parc est dramatique car si l'on considère que l'indice de pollution des véhicules Euro I (oct. 1993 à oct. 1996) est de 100, les émissions des poids lourds Euro 0 (1991 à oct. 1993) se situent au alentour de 180 et celles des véhicules Euro II (depuis oct. 1996) de 70 [COMMUNAUTES EUROPEENNES, 2001, web ; URF, 2001e, web]. Si la valeur indiciaire des PL Euro 0 est de

180, on n'ose imaginer celle des PL non-Euro (avant 1988) et notamment des 29% de VU de plus de 15 ans⁷⁶. Ceci explique qu'on prévoit – à brève échéance – que les émissions des poids lourds dépasseront celles des VP [CEMT, 2000a, p. 21]. Pour l'heure, la part des PL dans les émissions polluantes est importante mais pas encore majoritaire : 36,5% des NO_x, 26,5% du gaz carbonique et 33,3% du dioxyde de soufre en 1999⁷⁷ [DAEI/SES-INSEE, 2001, p. 92].

En ce qui concerne la diésélisation du parc, le bilan varie selon l'échelle d'observation et les types de pollution. On ne revient pas sur les différences entre la pollution diesel et essence, déjà évoquées.

Ainsi, lorsqu'on raisonne ou qu'on évalue des tendances à l'échelle nationale (ou européenne), l'existence de fortes hétérogénéités spatiales est gommée. C'est d'ailleurs un point que souligne la CEMT dans un opuscule consacré aux transports durables où il est précisé « toutefois, au moins dans une perspective à moyen terme, la qualité de l'air, eu égard aux concentrations de NO_x, d'ozone et de particules, pose encore un problème dans un bon nombre de localités et parfois à l'échelle régionale. L'influence des conditions météorologiques prévalentes et de la topographie, ainsi que les caractéristiques de la circulation, font que la nature des questions de qualité de l'air est spécifique à la localité donnée » [CEMT, 2000a, p. 9-10]. Les vallées de montagne sont ainsi très directement concernées par ces facteurs aggravants.

Enfin, il est intéressant de remarquer que la recherche d'indicateurs clés permettant de mesurer les progrès (ou les reculs) dans le domaine de l'intégration des préoccupations environnementales à la politique des transports est en cours de réalisation à l'échelle européenne dans le cadre du TERM (Transport and Environment reporting Mechanism – Bilan indiciaire sur les Transports et l'Environnement). Le premier rapport indiciaire TERM a été réalisé en 2000 par l'AEE sous le titre « *Est-ce la bonne route ? Indicateurs d'intégration transport et environnement dans l'UE – TERM 2000 – Document de synthèse* ». Ce travail implique l'AEE, la Commission Européenne (DG Transports, DG Environnement et EUROSTAT⁷⁸) et les Etats Membres. Le Tableau 12 est issu de ce premier rapport TERM et constitue une évaluation qualitative des tendances des indicateurs clé.

⁷⁶ Selon nos propres estimations – Cf. § précédent.

⁷⁷ Problème de la représentativité de l'Enquête permanente : moins de 15 ans uniquement ?

⁷⁸ EUROSTAT a publié en 2001 un recueil de statistiques dans le cadre de cette collaboration sous le titre « *Transport et environnement – Statistiques pour le mécanisme de rapport « Transports et environnement » (TERM) dans l'Union européenne* », données 1980-1999 (références complètes dans la bibliographie).

Question intégration	Indicateurs clés	Objectifs d'intégration	Évaluation des tendances des indicateurs															
			A	B	D	DK	E	F	FIN	GR	I	IRL	L	NL	P	S	UK	EU
1	Emissions de CO ₂ COVNM NO _x	Remplir les objectifs internationaux de réduction d'émissions	◇	◇	◇	◇	◇	◇	=	◇	=	◇	=	◇	◇	=	=	◇
			+	=	+	+	=	+	=	◇	◇	=	+	+	◇	+	+	+
			+	=	+	+	◇	+	◇	◇	=	◇	=	+	◇	+	+	=
2	Transport de passagers	Séparer l'activité économique de la demande de transport de passagers	+	◇	◇	◇	◇	◇	=	◇	◇	+	◇	◇	◇	◇	◇	◇
		Accroître la part du rail, des transports en commun, de la marche et de la bicyclette	=	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇
	Transport de marchandises	Séparer l'activité économique de la demande de transport de marchandises	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	+	=	◇	=	◇	◇	◇
		Accroître la part du rail, des voies d'eau fluviales et du transport maritime à courte distance	+	◇	◇	=	◇	◇	◇	◇	◇	◇	◇	=	=	◇	◇	◇
3	Longueur moyenne du trajet pour le travail, les courses, l'instruction et les loisirs	Améliorer l'accès aux services de base par des modes respectueux de l'environnement	?	?	◇	◇	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	◇	?
4	Investissements dans les infrastructures de transport	Donner la priorité au développement de systèmes de transport respectueux de l'environnement	+	=	=	◇	◇	◇	+	◇	◇	=	=	+	=	+	=	=
5	Changements réels dans le prix du transport	Promouvoir les transports ferroviaires et en commun par une politique de prix	?	?	?	◇	?	?	=	?	?	?	?	?	?	?	◇	?
		Degré d'internationalisation des coûts externes (1)	◇	◇	◇	=	◇	=	◇	◇	=	=	◇	=	◇	=	◇	=
6	Intensité d'énergie	Réduire l'utilisation d'énergie par unité de transport	?	?	=	=	?	=	?	?	=	?	?	=	?	=	=	?
7	Instauration de stratégies intégrées de transport (1)	Intégrer les préoccupations sur l'environnement et la santé dans les stratégies de transport	=	◇	◇	=	◇	◇	+	+	◇	◇	◇	◇	+	◇	+	=

Cette évaluation est faite essentiellement sur la base des tendances des indicateurs. Du fait du délai inévitable entre le développement de la politique, son instauration et l'apparition d'effets dans les tendances, une tendance 'négative' ne signifie pas forcément qu'aucune action de politique positive ne s'exerce pour changer ces paramètres. Le suivi de ces indicateurs clés est la première étape vers une gestion actuelle et future des mesures politiques. Par exemple, le suivi des prix à l'utilisateur, comme au Royaume-Uni et au Danemark, est essentiel pour gérer des mesures visant à promouvoir un prix juste et efficace.

Tableau 12 : Évaluation qualitative des tendances des indicateurs clé [AEE, 2000, p. 9]

A la croisée entre la connaissance des caractéristiques du parc roulant et l'évaluation de ses performances environnementales se trouve la mesure des émissions unitaires des véhicules et les modèles d'émissions qui en découlent. Ces deux aspects sont complémentaires : la connaissance du parc est nécessaire à la mise en œuvre des modèles, les modèles d'émissions permettent de finaliser la connaissance amassée sur les caractéristiques des véhicules en fonctionnement. Ces deux approches sont donc étroitement liées et primordiales pour l'étude de la pollution liée aux transports routiers.

1.3.8 *Comment mesure-t-on les émissions unitaires des véhicules ? Quelles sont les limites d'utilisation des modèles qui en sont issus ?*

Nous venons de présenter les principaux paramètres agissant sur le niveau des émissions d'un véhicule. Ces paramètres sont nombreux et difficiles à mesurer. Or, toute mesure doit être effectuée dans des conditions contrôlées, ce qui est — à l'heure actuelle — techniquement impossible à mettre en œuvre dans des conditions réelles de circulation⁷⁹. C'est pourquoi tous les pays du monde utilisent les mêmes techniques pour effectuer des mesures d'émissions.

La mesure des émissions unitaires. — Les émissions unitaires sont mesurées selon des cycles de conduite reproduits sur banc à rouleaux [INRETS, 1987, p. 9]. Ces cycles sont établis après de nombreux essais. Ils sont considérés comme représentatifs de la circulation du pays [INRETS, 1987, p. 10] et leur mise en œuvre est très rigoureuse : tous les paramètres comme la vitesse, les changements de rapports de boîte de vitesse par exemple sont prédéfinis très précisément [INRETS, 1987, p. 21].

En 1992, DEGOBERT [1992, p. 108] regrettait que « *jusqu'à présent aucune unanimité ne s'est fait jour pour adopter des procédures universellement appliquées et [qu'on] se trouve en présence de plusieurs types de cycles d'essai [...] pour lesquels il n'existe pas de corrélation permettant de passer de l'un à l'autre* ». Depuis cette époque, la nécessité de progresser a permis aux scientifiques d'obtenir des moyens pour mettre en place un véritable programme Européen de recherche, sous l'égide de la Commission Européenne : COST 319⁸⁰ (1993-1998) coordonné par Robert JOUMARD de l'INRETS et auquel un volet plus opérationnel est directement rattaché : le projet MEET⁸¹. La première initiative européenne, au milieu des années 80, ne comptait que cinq experts dans le cadre du groupe de travail CORINAIR⁸² et dont est issu COPERT⁸³, un programme informatique de calcul des émissions. C'est de cette première collaboration qu'est né COST 319 évoqué plus haut. En réunissant une centaine de chercheurs actifs et le même nombre d'associés, le travail engagé entre 1993 et 1998 a

⁷⁹ Des mesures sont effectuées en conditions réelles, mais elles sont plus difficiles à réaliser et plus difficilement standardisables et généralisables.

⁸⁰ COST 319 : Coopération scientifique et technique (Commission économique pour l'Europe des Nations Unies) sur le thème : « *Methods of estimation of atmospheric emissions from transport : European scientist network and scientific state-of-the-art* ».

⁸¹ MEET : Methodologies for estimating air pollutant emissions from transport

⁸² CORINAIR : Coordination of Information on the Environment : Air Emissions

⁸³ COPERT : Computer programme to calculate emissions from road transport

permis d'importants progrès sur la question et la mise au point d'une seconde version de COPERT [JOURMARD, 1999, p. 13]. COPERT3 est aujourd'hui disponible gratuitement par téléchargement sur Internet⁸⁴ [KOURIDIS *et al.*, 2000, p. 7]. A partir de ces travaux, une version adaptée au parc automobile français a été mise au point par l'ADEME (Jane NOPPE – Direction de l'Air et des Transports), sous la forme du logiciel IMPACT-ADEME[®]. Utilisé dans le cadre de cette thèse, il permet de calculer les valeurs d'émissions de divers polluants pour un trafic donné en fonction du nombre de véhicules de chaque catégorie, de la pente de la route et de la vitesse moyenne selon que le moteur est chaud ou froid. Le logiciel intègre également les données relatives à l'évaporation de COV et à la composition du parc automobile français dont l'évolution dans le temps est prise en compte. Cependant, malgré un niveau de perfectionnement certain, le recours à ce type d'outils pose nécessairement des questions sur leurs limites d'utilisation.

Fiabilité des mesures d'émissions et limites d'utilisation. – On a vu que les paramètres fixant le taux d'émission sont nombreux, et certains (entretien du véhicule, style de conduite, chargement...) sont impossibles à prendre en compte dans la réalité : aucune base de données n'existe à ce sujet. D'autres peuvent être connus avec plus de facilité – ce qui ne veut pas dire sans difficulté ou incertitude – comme les trafics ou la vitesse moyenne. Mais, même quand les données sont disponibles, elles constituent une simplification de la réalité : toutes les voitures sont comptabilisées de la même manière, qu'elles soient neuves ou qu'elles aient vingt ans, qu'elles soient diesel ou essence, climatisées ou non etc. Ces données sont prises en compte grâce aux estimations de la composition du parc automobile français⁸⁵ par IMPACT-ADEME[®]. Cependant, il existe des spécificités locales. Ainsi, les deux axes routiers de la vallée d'Aspe et de Bariatou se situent en zones rurales frontalières marquées par un important trafic poids lourds de transit (PL non français et de gros gabarit) et un trafic de VP touristique, soit de villégiature, soit également de transit.

L'estimation de la vitesse moyenne pose également problème, sur deux points essentiellement : la fluctuation des vitesses observées et la détermination même de cette vitesse⁸⁶.

⁸⁴ <http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/copert/copert.htm> (14,5 Mo en juillet 2001).

⁸⁵ basée, dans le cadre de la version 1 de IMPACT-ADEME, sur les travaux suivants : Comité des constructeurs français de l'automobile (CCFA), Statistiques automobiles, 1994 ; CITEPA, Estimation du trafic routier en France métropolitaine, 1995 ; B. BOURDEAU, Evolution du parc automobile français entre 1970 et 2020, Thèse de l'Université de Chambéry, 1998.

⁸⁶ Nous avons procédé de la façon suivante : les campagnes de mesures ont duré plus de 4 mois chacune. Nous avons relevé sur notre propre compteur la vitesse régulièrement observée du flux de véhicules. De ces observations répétées, nous avons estimé une vitesse moyenne.

Enfin, la principale limite intrinsèque au produit est liée aux mesures mêmes. Malgré la mise en place du programme COST 319, les chercheurs travaillant sur ces aspects reconnaissent manquer de données. En effet, d'un point de vue matériel, les mesures sont coûteuses à obtenir et donc à multiplier. Pour certains véhicules (poids lourds notamment) à certaines vitesses (< 10 km/h par exemple), la faiblesse du nombre de données entraîne un risque d'erreur plus élevé. C'est ce qui ressortait du séminaire « *Méthodes de calcul des émissions de polluants par les transports*⁸⁷ » [1999, Paris]. Les spécialistes ont également abordé des sujets comme la difficulté à se procurer des véhicules représentatifs du parc (véhicule en cours d'utilisation par des particuliers ou des professionnels, pour les poids lourds).

Les incertitudes les plus grandes concernent précisément les émissions de NO_x des poids lourds. La comparaison des résultats obtenus par plusieurs modèles montre que les estimations de HC et de CO sont relativement proches, alors que l'intervalle des estimations de NO_x est beaucoup plus large. Cela retranscrit-il une plus grande variabilité au niveau des mesures et donc des véhicules ? Le fait est qu'il s'agit d'une faiblesse connue des équipes qui travaillent sur ces problèmes et dont on attend donc des améliorations. Dans le rapport final de l'action COST 319, le chapitre consacré à la définition des futurs besoins de recherche place la mesure des émissions de NO_x par les poids lourds dans la catégorie « hautement prioritaire » : « *The amount of emission data available for heavy-duty traffic is much smaller than that available for cars. Heavy-duty traffic is responsible for approximately 50% of total NO_x emissions, and therefore in this case the amount of data available should be proportionnal to the size of the problem in order to achieve comparable accuracy and reliability. **New emission measurements of heavy duty vehicles**⁸⁸ must be therefore performed* » [JOURMARD *et al.*, 1999, p. 103].

De ces incertitudes, qui se superposent à différents niveaux, découlent des limites d'utilisation sur lesquels les utilisateurs sont mis en garde. Dans le cas du logiciel IMPACT-ADEME[®], NOPPE [1998, pp. 82-83] consacre deux pages aux « limites de validité » du modèle. L'auteur insiste notamment sur les incertitudes des facteurs d'émissions aux vitesses extrêmes (très faibles et très élevées) ainsi que sur les estimations proposées au delà de 2005.

⁸⁷ Séminaire « *Méthodes de calcul des émissions de polluants par les transports – Action soutenues par la Commission Européenne : COST 319, MEET* », 19 mars 1999, Ministère de l'Education Nationale, de la Recherche et de la Technologie, Paris, organisé par l'ADEME et l'INRETS.

⁸⁸ Ce n'est pas nous qui soulignons. Traduction : « Les données d'émission disponibles pour les poids lourds sont rares par rapport à celles concernant les voitures. Le trafic poids lourds est à peu près responsable de 50% du total des émissions de NO_x, et donc, dans ce cas, la quantité de données disponibles devrait être proportionnelle à l'importance des conséquences qui en découlent dans l'optique d'obtenir une fiabilité et une exactitude comparables. De nouvelles mesures d'émission de poids lourds doivent donc être exécutées ».

Enfin, il convient de rappeler que sans les estimations issues du modèle COPERT, l'ICP (Indice Comparatif de Pollution) mis au point dans le cadre de cette thèse n'aurait pu voir le jour. Toutefois, la méthodologie utilisée dans IMPACT-ADEME[®] est vraisemblablement la plus au point à l'heure actuelle : COPERT est utilisé par les Etats membres de l'UE mais aussi beaucoup de pays d'Europe Centrale et de l'Est ainsi que par des organismes et programme de recherches internationaux comme l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) ou le programme EMEP (European Modelling and Evaluation Program) consacré à la pollution transfrontière, etc. [JOURMARD *et al.*, 1999, p. 13] et, en France, le CITEPA, association chargée d'inventorier les émissions, utilise COPERT pour calculer les émissions. Les informations utilisées pour caractériser le parc sont issues d'OPALE, un module interne intégrant entre autres les données du CCFA, du Ministère de l'Equipeement, des Transports et du Logement et de l'ARGUS [FONTELLE et AUDE, n.d., p. 6].

1.4 Spécificité de la recherche en zone rurale

La recherche en zone rurale apporte son lot d'avantages et d'inconvénients par rapport au milieu urbain. En milieu rural, il semble assez aisé (en tout cas plus facile qu'en milieu urbain) de connaître les différentes sources anthropiques locales de pollution. Par contre, la nature est elle-même émettrice d'un certain nombre de substances. Si les processus en cause sont connus, les estimations sont encore grossières. Le CITEPA fournit des évaluations (voir Tableau 13, p. 107) même s'il est précisé que ces émissions sont difficilement quantifiables. Pour certains polluants, les calculs sont qualifiés d'« assez rustiques », les incertitudes sont importantes [CITEPA, 2000, p. 23]. Le paragraphe qui suit donne toutefois quelques indications sur l'émission de substances par voie « naturelle ». Notons tout de même que la distinction entre émissions anthropiques et émissions « naturelles » pose quelques problèmes. Il est vrai que la limite entre le naturel et l'humain est loin d'être nette dans nos pays habités et exploités depuis des millénaires : l'emprunte de l'action humaine se retrouve quasiment partout, même dans le milieu montagnard (pâturage, exploitation des forêts...). Et, si pour les volcans, les hydrates de gaz, les termites, etc. on peut à peu près affirmer que les rejets dans l'atmosphère sont sans relation avec la main de l'homme, cela est beaucoup plus discutable en ce qui concerne les forêts, les animaux, l'utilisation des sols (canaux, lacs, fossés, marais, etc.). De plus, ces émetteurs se caractérisent par le fait que l'homme peut difficilement prétendre agir pour les modifier significativement dans des délais de temps comme ceux généralement considérés en matière de planification (quelques dizaines d'années). Ainsi, les modes d'exploitation et de gestion passée, même si elles ne sont plus visibles ont parfois une influence beaucoup plus longue.

1.4.1 Les émissions « naturelles » ou biogéniques

Sans rechercher l'exhaustivité, on peut citer les principales sources de composés polluants issus de processus naturels : du CO est issu de la combustion de la biomasse, de l'oxydation du méthane et des hydrocarbures émis par la végétation et les océans, et par l'activité biologique de la végétation terrestre et aquatique [CSHPF, 1996, p. 8]. Normalement, il est présent à l'état de traces dans l'atmosphère [SCHÜTZ, 1995, p. 78]. Les plantes et les volcans rejettent du CO₂ [MOUVIER, 1994, p. 10]. Les volcans sont également émetteurs de SO₂ et de particules (susceptibles, lors d'éruption importante, de modifier le climat en abaissant la température notamment), mais en France métropolitaine, ces derniers sont inactifs.

D'autres phénomènes naturels sont producteurs de particules : l'érosion éolienne [SANEF-ARGOPOL, 1995, p. 24] et les feux de forêts [DEGOBERT, 1992, p. 45]. Derrière le terme d'érosion éolienne se cachent des phénomènes de redistribution tel que le dépôt, en Europe, de poussières sahariennes. Le terme de pollution n'est pas forcément adapté dans ce cas là. En effet, les poussières sahariennes, riches en éléments nutritifs (calcium, magnésium, phosphore) apporte à une large façade méditerranéenne une protection contre l'acidification, tout comme certaines influences océaniques [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

Les COV sont largement présents à l'état naturel. De très nombreux COV sont émis par les végétaux ; ils sont regroupés en plusieurs familles : isoprène, pinène (responsable de l'odeur des forêts de pins), monoterpènes essentiellement [CITEPA, 1989, p. 2] ; les émissions sont essentiellement fonction du type de végétaux, de l'intensité lumineuse et de la température ambiante [CITEPA, 1989, p. 5]. La proportion de COV d'origine naturelle varie donc selon les pays : « *En Finlande très boisée, les COV d'origine naturelle interviennent pour 71 % et le trafic pour 11 % ; ces chiffres sont au contraire respectivement de 5 % et de 42 % aux Pays-Bas* » [DEGOBERT, 1992, p. 29].

Les océans émettent du sulfure de diméthyle (DMS) [CSHPF, 1996, p. 8] et les algues, à la surface des océans, émettent du sulfure d'hydrogène (H₂S) [ASPA, 2002, web].

Les zones humides telles que les marais, les tourbières ou les lacs peu profonds produisent du méthane (CH₄) ; il est également émis par la rumination du bétail ou des autres ruminants et les déjections.

Des NO_x sont issus des combustions (incendies) et de la décomposition partielle des nitrates [MOUVIER, 1994, p. 12-13]. La littérature indique que la foudre produit de grandes quantités de NO_x en oxydant l'azote atmosphérique. Enfin, du NO et d'autres substances azotées (N₂O) sont émises par l'activité bactérienne des sols [DEGOBERT, 1992, p. 23].

Emission de NO (et autres NO_y) par le sol. – Les sols agissent à la fois comme source et puits vis-à-vis des NO_x [CONRAD, 1990 *in* MEIXNER, 1994, p. 327] : les bactéries dénitrifiantes⁸⁹ du sol émettent dans l’atmosphère des composés azotés (les autres processus sont mineurs). En dehors de l’émission de N₂, l’essentiel des émissions par le sol se font sous forme de NO et de N₂O. Le taux d’émission du NO par le sol sont régulés par trois variables du sol : la température du sol, la quantité d’azote contenue dans le sol et le taux de diffusion des gaz, lié en partie au taux d’humidité [FOWLER *et al.*, 1998, p. 13].

Le taux d’émission du NO par le sol semble régulé par trois variables principales du sol : la température du sol, la quantité de N du sol et le taux de diffusion des gaz [FOWLER *et al.*, 1998, p. 13].

La température du sol influence fortement l’oxydation micro-biologique du NH₄⁺ [JOHANSSON et GRANAT, 1984 ; SKIBA *et al.*, 1992, *in* FOWLER *et al.*, 1998, p. 13] ; cependant, la relation positive qui lie température du sol⁹⁰ et émission de NO n’offre pas un lien direct avec les flux émis. Dans les sols très secs ou très humides, par exemple, l’influence de la température peut être fortement diminuée [LUDWIG, 1994 *in* FOWLER *et al.*, 1998, p. 13 ; MEIXNER, 1994, p. 328]. En effet, la quantité d’eau dans le sol influe sur le taux de diffusion des gaz. Selon DAVIDSON [1993 *in* MEIXNER, 1994, p. 330] la quantité d’eau dans le sol est un des éléments les plus importants (bien que moins bien défini) contrôlant les émissions de NO du sol. Dans les sols très humides, le taux de diffusion des gaz limite les pertes vers l’atmosphère ; l’augmentation de la réduction de NO en N₂ devient la principale source d’évacuation pour NO [FOWLER *et al.*, 1998, p. 14]. D’autres facteurs influencent la production de NO : la couverture végétale diminue les émissions de NO et NO₂ par rapport aux sols à nu [JOHANSSON et GRANAT, 1984 ; SLEMR et SEILER, 1984 ; WILLIAMS *et al.*, LUDWIG, 1994 *in* MEIXNER, 1994, p. 331]. Les feux (écobuage) entraînent une augmentation des émissions.

Le Tableau 13 reprend la part de la contribution aux émissions totales des sources d’origine naturelle et agricole.

⁸⁹ Une présentation du cycle de l’azote est proposée au § 1.1 Le cycle de l’azote, p. 318.

⁹⁰ Le sol émet plus de NO lors des chaleurs estivales ; ce dernier contribue alors à l’augmentation des concentrations d’O₃. Ce phénomène semble d’ailleurs plus lourd de conséquence que la contribution aux émissions globales (moins de 1% selon [EMEP/CORINAIR, 2001]). SIMPSON [*in* FOWLER *et al.*, 1998, p. 12] a montré que le NO du sol à travers l’Europe contribuait de façon significative aux concentrations d’O₃ de la couche limite durant les épisodes de pollution photo-oxydante car les émissions apparaissent dans les régions à faible niveau de NO_x où l’ozone est plus sensible à la disponibilité en NO_x et les flux les plus importants ont lieu lors des mois les plus chauds, justement quand les processus photochimiques ont lieu [EMEP/CORINAIR, 2001].

	SO ₂	NO _x	NH ₃	COVNM	CO	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	HAP
AUTRES SOURCES ET PUIITS (ÉMISSIONS « NATURELLES ») – SNAP 11									
<i>% par rapport aux émissions totales</i>	0,03	0,3	0,04	16	1,6	-18	7,3	9,5	0,08
<i>REPARTITION DE CETTE CONTRIBUTION ENTRE LES DIFFÉRENTES SOURCES « NATURELLES » (EN %)</i>									
Forêts naturelles de feuillus	:	:	:	3,5	:	:	1,4	2	:
Forêts naturelles de conifères	:	:	:	0,7	:	:	0,8	1	:
Feux de forêt	100	30	100	0,9	30	:	1,3	0,2	100
Prairies naturelles et autres végétations	:	:	:	4	:	:	4	27	:
Zones humides	:	:	:	:	:	:	29	0,3	:
Eaux	:	:	:	:	:	:	12	2	:
Animaux	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Volcans	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Hydrates de gaz	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Foudre	:	15	:	:	:	:	:	:	:
Forêts de feuillus exploitées	:	:	:	75	:	:	30	43	:
Forêts de conifères exploitées	:	:	:	16	:	:	17	25	:
Variation du stock de bois	:	:	:	:	:	-83	:	:	:
Conversion / Forêts et prairies	:	55	:	:	70	13	5	0,3	:
Jachères	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Emissions de CO ₂ des sols	:	:	:	:	:	4	:	:	:
Autres	:	:	:	:	:	:	:	:	:
AGRICULTURE ET SYLVICULTURE – SNAP 10									
<i>% par rapport aux émissions totales</i>	:	:	94	0,9	:	:	58	63	:
<i>REPARTITION DE CETTE CONTRIBUTION ENTRE LES DIFFÉRENTES SOURCES AGRICOLES ET SYLVICOLES (EN %)</i>									
Cultures avec engrais	:	:	18	100	:	:	2	94	:
Cultures sans engrais	:	:	:	:	:	:	0,05	0,5	:
Ecobuage	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Fermentation entérique	:	:	:	:	:	:	87	:	:
Composés organiques issus des déjections animales	:	:	82	:	:	:	11	:	:
Utilisation de pesticides et de calcaires	:	:	:	:	:	:	:	:	:
Composés azotés issus des déjections animales	:	:	:	:	:	:	:	6	:

Tableau 13 : Inventaire des émissions dans l'air d'origine « naturelle » et agricole en France – 1998 – Série CORALIE – Format UNECE [CITEPA, 1999, p. 104-139]

L'évocation des émissions « naturelles » montre que tous les terrains d'étude génèrent leurs propres difficultés méthodologiques... Sur ce point, le manque de données opérationnelles et les difficultés matérielles font que ces aspects ont été négligés lors des campagnes de mesure.

1.5 Les cycles de la pollution

Si les « polluants » émis naturellement par les écosystèmes obéissent à des cycles (les émissions varient selon les saisons), il en est de même pour ceux d'origine anthropiques dont les teneurs évoluent en fonction de deux facteurs principaux : les conditions météorologiques et les fluctuations des émissions. Ces deux éléments sont eux-mêmes régis par un fonctionnement à plusieurs cycles : cycles annuel, hebdomadaire et journalier.

Le cycle annuel. – Les concentrations des différents polluants évoluent au fil des mois. Elles permettent de mettre en évidence, soit l'influence de la saison dans les émissions de polluants (ceux liés au chauffage ou à l'augmentation des besoins en électricité), soit l'influence directe de conditions météorologiques particulières sur le comportement des polluants (transformation chimique notamment ; stabilité atmosphérique plus ou moins marquée).

Le cycle hebdomadaire. – Si les conditions météorologiques ne connaissent pas de cycle hebdomadaire, la semaine rythme en revanche les activités humaines : les émissions varient fortement entre les jours ouvrés et le week-end (trafic, activité économique).

Le cycle journalier. – A l'échelle de la journée, on observe des variations dans les émissions liées aux activités humaines (heures de pointes) ainsi que les grands phénomènes physiques et chimiques induits par le cycle solaire (variation de l'ensoleillement).

Les conditions dispersives évoluent au long d'une journée complète : stabilité des basses couches pendant la nuit, conditions dispersives plus favorables pendant la journée mais ensoleillement générateur de photochimie... D'une manière générale, le cycle journalier met en évidence de grandes différences entre le jour et la nuit.

1.6 Les échelles de la pollution : élasticité de la dimension spatio-temporelle des phénomènes de pollution

La variété des catégories de polluants évoquée jusqu'ici laisse présager l'importance de l'échelle d'observation sur les processus étudiés : dans l'étude de la pollution encore plus que dans d'autres domaines, espace et temps se confondent souvent. Une masse d'air « vieillie » – c'est-à-dire au sein de laquelle les processus physico-chimiques sont avancés, est également une masse d'air qui s'est déplacée, par rapport à la source d'émission. Ainsi, la nature même du sujet étudié met en perspective la relative faiblesse d'une notion chère au géographe : la notion d'échelle. En effet, si espace et temps, dans le domaine de la pollution se confondent souvent, il n'est pas pour autant possible d'établir une relation

linéaire entre ces deux éléments : pour un espace donné, la durée de passage d'une masse d'air polluée varie constamment en fonction de paramètres environnementaux divers. Ainsi, à l'heure actuelle, les spécialistes de la pollution atmosphérique proposent trois ou quatre grands niveaux d'échelle, plus théoriques qu'opérationnels. Cette difficulté à définir la zone d'influence de tel ou tel composé est un réel problème qui a d'ailleurs fait l'objet d'un axe de réflexion fixé lors du programme PRIMEQUAL-PREDIT (1996-2000) dont l'objet est de « *permettre des compromis entre les échelles de temps et le niveau des dispersions géographiques* » [MATE, 2001, web].

Le CITEPA [2001c, web] retient trois niveaux d'échelle, d'espace et de temps pour classer les phénomènes relatifs à la pollution atmosphérique : (a) le niveau local ou pollution de proximité dont l'échelle de temps est de l'ordre des heures, (b) le niveau régional ou pollution à longue distance dont l'échelle de temps est de l'ordre des jours, (c) le niveau global ou pollution planétaire dont l'échelle de temps est de l'ordre des années. Ce type de pollution a été mis en évidence au cours des années 80 avec les observations des chercheurs sur l'effet de serre et la destruction de l'ozone stratosphérique. A chacune de ces échelles correspondent des problèmes ou des modes de fonctionnement différents.

D'une manière générale, ce découpage fait l'unanimité, même si les appellations changent et même si certains dégagent des niveaux intermédiaires. L'ASPA propose une synthèse, sous forme de tableau, des phénomènes de pollution atmosphérique selon des échelles géographiques.

Derrière un aspect très hiérarchisé, ces données de cadrage posent autant de questions qu'elles n'apportent de solutions quant à l'action des polluants dans le temps et dans l'espace. Tous ceux qui travaillent sur les problèmes de pollution atmosphériques savent qu'on ne peut faire correspondre un type de pollution avec une durée d'action et un territoire. Au delà du caractère explicatif et synthétique de ce type de tableau, ces données sont trop variables pour décrire une réalité complexe propre à chaque site.

Dans cette thèse, l'objectif fixé est l'étude de l'impact de la pollution des transports sur les écosystèmes valléens. Le milieu montagnard confiné, marqué par une fréquence élevée de phénomènes d'inversion thermique, freinant voire bloquant toute dispersion, provoque ainsi – par moment – la stagnation des masses d'air polluées qui évoluent chimiquement. On se situe alors entre deux niveaux d'échelle : la pollution de proximité et la pollution régionale.

<i>Echelles</i>	<i>Origine</i>	<i>Composés principaux</i>	<i>Portée dans le temps</i>	<i>Effets</i>	<i>Phénomènes météo et topo associés</i>
<i>Pollution de proximité</i>	échappement automobile de voie à circulation intense ou encombrée	NO, NO ₂ , CO comp. org. Imbrûlés (gaz et particules)	minutes ou heures	êtres vivants, matériaux et sols	temps local stable et vent faible
	incinération sauvage, chauffage domestique avec combustible impropre ou combustion incomplète	Comp. org. Imbrûlés (gaz et particules)			temps local stable et vent faible
	panache de fumée industrielle	SO ₂ , métaux lourds			temps stable ou vent établi dans direction dominante
<i>Pollution urbaine</i>	transport de pollution à l'échelle de quartier	NO, NO ₂ , CO comp. org. Imbrûlés (gaz et particules)	heures ou jours	êtres vivants, matériaux et sols	vent établi dans direction dominante
	résultante des pollutions précédentes à l'échelle de grandes	NO, NO ₂ , CO comp. org. Imbrûlés (gaz et particules)			flot de chaleur urbain et inversion de températures (dôme de pollution urbaine et effet de fond de vallée)
<i>Pollution Périurbaine</i>	transformation photochimique de la pollution automobile d'origine urbaine	O ₃ , PAN	heures ou jours	êtres vivants, matériaux et sols	temps chaud et ensoleillé
<i>Pollution régionale et pollution continentale</i>	transformation chimique et transport de pollution	O ₃	heures et jours	milieux naturels et êtres vivants	canicule et altitude des reliefs
	transport de pollution à longue distance, dépôts humides et secs	SO ₂ , NO ₂ , radioéléments	jours		grands couloirs de pollution
<i>Pollution planétaire</i>	migration de polluants vers la stratosphère	CFC, N ₂ O	années	amincissement couche d'ozone	couche d'ozone protégeant des UV
	augmentation de gaz à effet de serre	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CFC, O ₃	années	effet de serre	/

Source : ASPA, 2002, web

Tableau 14 : Différentes échelles de la pollution de l'air

1.7 Pourquoi l'étude des oxydes d'azote s'impose

Il est toujours difficile de faire des choix quand l'imbrication des éléments est importante et lorsque le but rechercher est d'étudier un phénomène dans son ensemble. Malheureusement, les réalités matérielles font qu'il faut définir des priorités et sélectionner les éléments les plus représentatifs.

Pour expliquer nos choix, il nous a semblé judicieux de mettre en parallèle les principaux polluants liés au trafic routier et leur implication dans les différents types de pollutions et les échelles de pollution (avec toutes les réserves concernant cette notion).

Types d'effet Composant chimique	Pollution sensible	Effets sur la santé	Smog	Pluies acides	Trou d'ozone	Effet de serre	Part des transports	Part urbaine
Oxydes d'azote		X	XX	XX	X	X	55%	26%
Dioxyde de carbone						XX	35%	43%
Particules	XX	XX					65%	20%
Hydrocarbures	X	XX	XX	X		X	40%	76%
Monoxyde de carbone		X	X			X	85%	73%
Dioxyde de soufre				XX		X	10%	28%
Plomb		X					50%	54%

Tableau 15 : Implication des principaux polluants émis par les transports dans les différents types de pollutions atmosphériques [SAMARAS et ZIEROCK, 1992 in JOUMARD et al., 1995, p. 26]

Le Tableau 15 montre que la pollution par les oxydes d'azote joue sur les problèmes environnementaux, notamment l'acidification, et que c'est une pollution bien corrélée au trafic et mieux encore, au trafic rural (74% des émissions de NO_x du trafic routier, puisque 26% sont attribués au trafic urbain) [JOUMARD *et al.*, 1995, p. 26]. HOLLINGTON [1996, p. 49] précise que les oxydes d'azote peuvent être considérés comme les meilleurs indicateurs de la pollution automobile.

De plus, la métrologie de cette famille de polluant offre des possibilités de multiplication des points de mesure (mesure passive), élément essentiel dans l'optique d'une spatialisation des processus. La question des méthodes de mesures fera l'objet du second chapitre.

Dans ce premier volet du chapitre I, notre attention s'est portée sur ce qui se passe à la sortie du pot d'échappement des véhicules : Quels polluants sont émis ? Quelles sont les normes ? Qu'est-ce qui fait que certains véhicules polluent plus que d'autres ?

Le volet qui suit traite de la dispersion et du transport des polluants : une fois émis, que deviennent ces polluants ? Jusqu'où vont-ils ? Sous quelle forme ? Où et comment se déposent-ils ?

2 *Dispersion et transport des polluants*

La pollution atmosphérique ne connaît pas de frontières. Les émissions polluantes sont transportées à des distances variables par les mouvements des masses d'air et les nuages. Pendant leur transport, les substances polluantes sont transformées, l'atmosphère fonctionnant comme une véritable usine chimique. La dispersion des polluants dans l'air résulte de nombreux facteurs. Cependant, la qualité de la dispersion influe directement sur la qualité de l'air : si la dispersion est bonne, les concentrations peuvent rester faibles malgré des rejets importants. A contrario, si la dispersion se fait mal, des émissions relativement limitées peuvent suffire à dégrader la qualité de l'air. Ainsi, il s'agit d'un paramètre très important, qui se situe au cœur de notre problématique : l'objectif n'est pas d'étudier les paramètres de dispersion en tant que tels, mais de montrer – dans le cadre des espaces montagnards – que les caractéristiques spatiales du site influencent fortement la dispersion. Autrement dit, les chiffres de trafic ne sauraient suffire à comparer les sites entre eux, et encore moins à estimer un risque. La variable spatiale montre ici toute son influence et sa dimension explicative. Cependant la capacité dispersive d'un site est loin de s'expliquer par l'action d'un seul facteur ; ils sont nombreux à jouer un rôle.

2.1 **Quels facteurs météorologiques influent la dispersion des polluants ?**

Deux groupes de facteurs commandent la qualité de la dispersion des polluants émis : les paramètres météorologiques et topographiques.

2.1.1 *Généralités sur les mouvements d'air dans la basse atmosphère*

La dispersion des polluants émis dépend de phénomènes ayant lieu dans les basses couches de l'atmosphère. La couche d'air située à proximité du sol est appelée couche-limite atmosphérique. Les termes de couche de mélange, couche turbulente ou couche géographique (du fait de l'influence de la surface terrestre [ESTIENNE et GODARD, 1993, p. 65]) sont parfois employés.

La couche-limite atmosphérique. – La couche-limite atmosphérique (CLA) est influencée par les conditions imposées à ses limites, c'est-à-dire le sol d'une part, et l'atmosphère libre

d'autre part, ce qui lui confèrent les caractéristiques suivantes : une épaisseur d'environ un dixième de celle de la troposphère (soit 1,2 km d'altitude environ en moyenne, bien qu'elle puisse varier de 0 à 3 km) et des déplacements d'air complexes et désordonnés. La CLA est une zone de transition où l'air est soumis à trois forces : la pression atmosphérique, les frottements et la force de Coriolis (qui entraîne une déviation des mouvements d'air du fait de la rotation de la Terre) [ROUL, 1998, p. 4].

L'influence de ces forces varie en fonction de l'altitude, d'où la division de la CLA en trois sous couches :

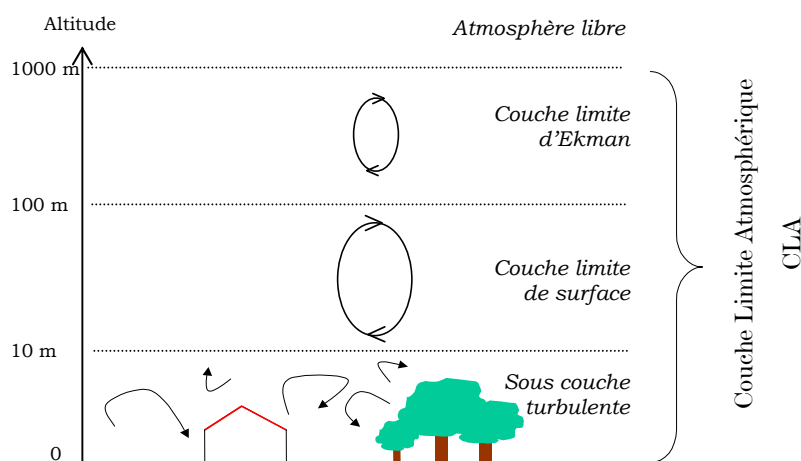


Figure 8 : Structure de la couche-limite atmosphérique [DURRIEU, 1999, p. 10]

La *couche limite turbulente* est en contact direct avec le sol. L'épaisseur de cette couche dépend donc de l'état de rugosité de ce dernier. Ce paramètre se calcule à partir de la hauteur des obstacles gênant l'écoulement de l'air. La couche limite turbulente est de ce fait caractérisée par des mouvements d'air turbulents hétérogènes. Son épaisseur varie de quelques centimètres à quelques mètres.

La *couche limite de surface* est caractérisée par des mouvements turbulents mais mieux organisés. Les forces de Coriolis et de pression sont négligeables par rapport à la force de frottement. La direction des vents est constante et la température potentielle varie rapidement. Sa hauteur varie de quelques mètres à 50 voire 100 mètres.

La *couche d'Ekman* : c'est la zone de transition entre la couche limite de surface et l'atmosphère libre. Avec l'altitude, les vents se soustraient à l'influence des frottements terrestres. La direction des vents et leur intensité évolue vers les caractéristiques des vents géostrophiques selon un schéma appelé spirale d'Ekman. La hauteur de cette couche est comprise entre 50 mètres et 2000 mètres [ROUL, 1998, p. 4 ; DURRIEU, 1999, p. 9].

Au sein de la CLA, pression atmosphérique, humidité de l'air et température sont liées les unes aux autres. L'influence de la force de Coriolis n'est pas abordée ici car elle concerne les hautes altitudes et donc des niveaux de transport de polluants dépassant le cadre de cette étude.

La pression atmosphérique. – Les situations dépressionnaires (basses pressions) correspondent généralement à une turbulence de l'air assez forte et donc de bonnes conditions de dispersion. En revanche, des situations anticycloniques (hautes pressions) où la stabilité de l'air ne permet pas la dispersion des polluants entraînent des épisodes de pollution. Ceci s'explique par la relation directe qui lie la mise en place des vents et les variations de la pression atmosphérique dont on rappelle la décroissance avec l'altitude.

Le vent. – De manière très schématique (en faisant abstraction de l'influence des mouvements terrestres et de la rugosité de la surface du globe), le vent est un mouvement d'air visant à rétablir l'équilibre entre les zones de haute pression (les anticyclones) et les zones de basse pression (les dépressions). C'est un facteur essentiel expliquant la dispersion des émissions polluantes. Le vent intervient tant par sa direction pour orienter les émissions dans une direction que par sa vitesse pour les diluer. La dispersion des polluants augmente avec la vitesse et la turbulence du vent. En revanche, lorsque les vents sont faibles, le poids de l'influence du relief local est fort et des brises apparaissent au gré des contrastes thermiques (cf. § 2.1.3 Spécificité des phénomènes météorologiques en montagne – Influence de la dimension spatiale, p. 117).

La température et le rayonnement. – Ces deux paramètres, fortement corrélés, agissent sur la chimie des polluants : le froid diminue la volatilité de certains gaz tandis que le rayonnement estival est favorable aux réactions photochimiques. La température d'une masse d'air varie en fonction de l'altitude car les gaz qui la compose possèdent une énergie interne, l'énergie cinétique qui dépend de la pression et qui commande leur état thermique : comprimés ils s'échauffent, soumis à une détente ils se refroidissent [ESTIENNE et GODARD, 1993, p. 70]. Cependant, la relation qui lie la température d'une masse d'air s'élevant (et dont la pression baisse) varie selon le degré d'humidité de l'air, mais reste linéaire.

L'humidité. – Son rôle de modérateur vis-à-vis des variations de température des masses d'air en mouvement sera détaillé dans le paragraphe consacré au gradient thermique car l'humidité atmosphérique joue aussi d'autres rôles. Un des principaux est le « captage » des particules polluantes par les gouttelettes d'eau en suspension. En retenant les polluants, elles accroissent leur stagnation et peuvent finir par concentrer ces substances, ce qui n'est pas sans conséquences en montagne, où pluies et brouillards sont plus fréquents [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. Enfin, la nébulosité, en relation avec l'humidité de l'air joue

également un rôle en réduisant le rayonnement solaire et limitant ainsi un peu la photochimie.

Le gradient thermique vertical de la température de l'air. – Le gradient thermique vertical permet de déterminer si l'air est stable ou instable, ce qui est primordial vis-à-vis du problème de dispersion de la pollution.

La pression variant rapidement en fonction de l'altitude, tout déplacement vertical d'une masse d'air s'accompagnera d'une détente s'il s'agit d'une élévation ou d'une compression s'il s'agit d'une subsidence. L'air étant un très mauvais conducteur de chaleur et les mouvements verticaux étant suffisamment rapides, il est admis que la masse d'air se déplaçant n'échange pas de chaleur avec l'atmosphère environnante. Elle subit une transformation adiabatique (du grec *adiabatos*, impénétrable [PEDELABORDE, 1970, p. 122]) selon laquelle l'air s'élevant se refroidit et de l'air descendant se réchauffe. Les lois de la thermodynamique permettent de calculer ce gradient thermique. Ainsi, avec de l'air non saturé en vapeur d'eau, le gradient thermique est de $0,98^{\circ}\text{C}$ pour 100 m de dénivellation (c'est l'adiabatique sèche). Avec de l'air saturé, le problème est plus complexe. En effet, l'eau contenue dans l'air limite son refroidissement en se condensant, ou son réchauffement en s'évaporant. De plus, l'eau déjà liquide présente dans l'air aura, par sa forte chaleur massique, un effet modérateur sur les variations de température. Pour ces deux raisons, l'air saturé en vapeur d'eau ne voit sa température varier que de $0,5^{\circ}\text{C}$ / 100 m. C'est l'adiabatique humide ou saturée (ou encore pseudo-adiabatique) [DURRIEU, 1999, p. 6 ; ESTIENNE et GODARD, 1993, p. 70]. D'une manière générale, dans n'importe quelle région du globe, pour une masse d'air dont l'humidité est « normale », la décroissance thermique est voisine de $0,65^{\circ}\text{C}$ / 100 m [PEDELABORDE, 1970, p. 124]. Cela constitue le gradient thermique « réel » observé généralement.

2.1.2 Stabilité et profil de température

La stabilité de l'atmosphère peut se déduire du profil vertical de température. Plusieurs cas sont possibles.

Stabilité absolue. – Lorsque la diminution de température de l'air est inférieure à $0,5^{\circ}\text{C}$ pour 100 mètres, l'atmosphère est stable qu'elle soit saturée en vapeur d'eau ou non (d'où le terme de stabilité absolue), c'est-à-dire qu'une couche d'air froid est dominée par une couche plus chaude. L'air froid dense reste alors naturellement sous la couche chaude plus légère [THILLET, 1997, p. 61]. La stabilité de l'air s'oppose à une bonne diffusion des polluants.

Instabilité absolue. – Quand la baisse de température de l’air est supérieure à $0,98^{\circ}\text{C}$ pour 100 mètres, l’atmosphère est instable qu’elle soit saturée ou non en vapeur d’eau. Il s’agit des situations où l’air des basses couches, fortement réchauffé par le sol – souvent après plusieurs jours de grande chaleur –, s’allège et monte rapidement à travers les couches supérieures [THILLET, 1997, p. 61]. L’instabilité favorise les mouvements ascendants et donc la dispersion de la pollution, rapidement entraînée vers le haut.

Instabilité conditionnelle. – Si le refroidissement de l’air pour une élévation de 100 mètres est compris entre $0,5^{\circ}\text{C}$ et $0,98^{\circ}\text{C}$, l’état de stabilité de la couche atmosphérique dépend de la quantité d’eau qu’il contient. Celle-ci peut varier en fonction de l’altitude. Il faut alors la connaître pour pouvoir déterminer la stabilité. D’une manière générale, s’il est aisé de prendre parti dans les situations tranchées (stables ou instables), c’est beaucoup plus délicat dans les cas intermédiaires. Avec une instabilité conditionnelle, il suffit d’un changement imperceptible dans la distribution verticale de la température ou de l’humidité (un échauffement plus ou moins grand de l’air au contact du sol, par exemple) pour faire basculer, au moins localement, l’atmosphère d’un état stable à un état instable [THILLET, 1997, p. 62].

Stabilité selon le gradient thermique vertical

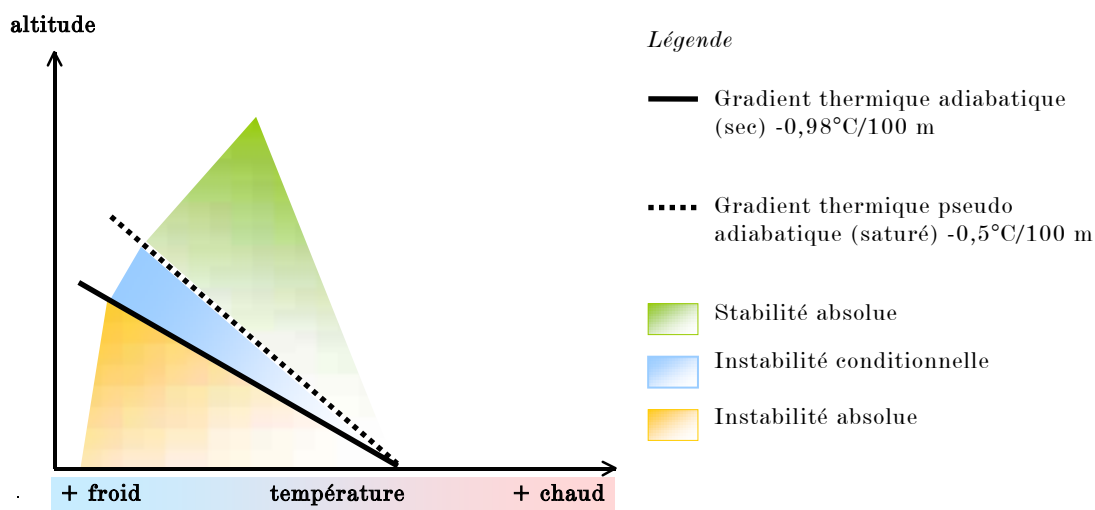


Figure 9 : Stabilité ou instabilité selon le profil de température [d’après DURRIEU, 1999, p. 8 et BELTRANDO et CHEMERY, 1995, p. 4]

Inversion thermique. – Lorsque le gradient de température est positif, on parle d’inversion thermique car le gradient thermique vertical est opposé au gradient adiabatique habituellement rencontré dans la troposphère. On dit également que l’atmosphère est stratifiée : les déplacements verticaux ne sont pas possibles. La couche d’inversion constitue alors un couvercle qui empêche les échanges entre les couches inférieures et

l'atmosphère du dessus. Ainsi, en cas d'inversion thermique, les polluants sont bloqués dans les basses couches de l'atmosphère. Les inversions de température sont caractérisées par le niveau auquel se situe l'inversion et la différence de température existant de part et d'autre du niveau d'inversion. Plus l'inversion est basse, plus les polluants se concentrent dans les basses couches de l'atmosphère.

2.1.3 Spécificité des phénomènes météorologiques en montagne – Influence de la dimension spatiale

Au niveau des vallées, les principales caractéristiques de la météorologie montagnarde sont mises en évidence par l'existence de brises de relief ou brises de pente. Il s'agit des brises d'aval et des brises d'amont.

Brise d'aval ou brise montante. – L'échauffement des pentes au soleil favorise la création d'ascendances, car le sol élève la température de l'air à son contact, le rendant ainsi bien plus léger que l'air ambiant au même niveau. Les ascendances provoquent un appel d'air, dans la mesure où celui qui s'échappe vers le haut doit être renouvelé. Tout naturellement, l'air de la vallée comble le déficit. Ainsi, depuis les plaines bordant les montagnes, s'organise un flux à travers les vallées, en direction des sommets : la brise d'aval ou brise montante. Elle s'établit en milieu de matinée et s'éteint avec le coucher du soleil. En moyenne, la brise d'aval atteint 15 à 20 km/h en été au cours des belles journées ; elle est peu perceptible en plein hiver. La brise d'aval est d'autant mieux organisée qu'il fait chaud. C'est donc, avant tout, un vent de printemps et d'été. Pourtant elle n'est pas sans influence l'hiver. En effet, dans les situations à mer de nuage, une vallée haute qui est juste au dessus de la nappe de nuage en début de journée voit celle-ci l'envahir sous l'effet de la brise. De nuit, le nuage se replie vers la basse vallée, rejoignant sa base en quelque sorte. Un flux et un reflux accompagnent le cycle du soleil et n'avantagent pas le secteur sous leur influence : dans la nuit le ciel est clair, ce qui entraîne de fortes gelées, en journée le brouillard monte à l'arrivée du soleil et le dissimule. En favorisant le transfert de chaleur en altitude et en drainant vers les sommets l'humidité des plaines et des vallées, la brise d'aval facilite la formation de nuages sur le relief [THILLET, 1997, p. 122-123].

Brise d'amont ou brise descendante. – Au cours des nuits dégagées, le sol rayonne sa chaleur vers l'espace, donc se refroidit. L'air à son contact voit sa température baisser aussi : il s'alourdit. Par simple densité il coule vers le bas se rassemblant en multiples « ruisseaux », qui suivent les couloirs, sautent les falaises, et se réunissent dans la vallée. L'air froid s'accumule sur une plus ou moins grande épaisseur (de l'ordre de 100 à 200 m) selon la configuration de la vallée, la largeur de son débouché. Il s'écoule facilement vers la plaine dans le cas d'une vallée en pente régulière et bien ouverte ; il a tendance à s'épaissir dans

les dépressions à l'issue rétrécie. La brise d'amont est souvent peu perceptible par l'homme et s'établit peu après la fin de la brise d'aval : c'est le « renversement de brise ».

Ici encore, la qualité du ciel intervient. Clair, il permet un refroidissement accusé donc favorise la brise d'amont ; très nuageux, ou à plus forte raison couvert, il contrarie la baisse de température donc annihile la brise nocturne.

Quand, par beau temps calme, existe un lac d'air froid dans la vallée, les brises d'amont, moins froides, ne peuvent franchir l'inversion : elles tombent en cascades des versants puis glissent à la surface du « lac ». Dans les vallées étroites, des brises venant de pentes opposées peuvent alors s'affronter et donner une turbulence locale inattendue [THILLET, 1997, pp. 123-124].

D'une manière générale, les brises sont caractéristiques des périodes calmes de beau temps. Elles connaissent un rythme diurne et saisonnier : la brise d'aval est très peu sensible à partir de l'automne, reprend un peu de sa vigueur au printemps pour atteindre son maximum en été. En régime perturbé, soit elles n'existent pas (absence de contrastes thermiques radiatifs par ciel couvert), soit elles s'effacent devant le courant général ou les turbulences.

Le régime des brises (heure de début, de fin, force...) est propre à chaque vallée ou versant, dépendant de la configuration topographique (par exemple, les brises se renforcent là où les versants se rapprochent et rétrécissent l'écoulement), de l'exposition à l'insolation, de la présence ou non de masses glaciaires. Parfois les brises d'amont sont plus intenses en hiver quand les pentes et les sommets sont recouverts de neige (rayonnement plus actif donc fabrication d'air plus froid).

On observe également des courants froids qui soufflent dans le lit des torrents. L'air se refroidit au contact de l'eau très froide et coule vers la vallée. Quand l'air ambiant est très humide (pendant ou après la pluie), son mélange avec l'air froid qui accompagne le torrent crée une espèce de brouillard sur quelques mètres au dessus de l'eau.

Les brises sont un facteur essentiel du climat montagnard. En été, par beau temps, la montagne aspire beaucoup plus d'air qu'elle n'en rejette (brise d'aval plus puissante et plus durable que la brise d'amont). L'humidité qui monte de la plaine couronne souvent les sommets de nuages, au moins en fin d'après-midi. En hiver, la brise d'amont est largement prépondérante pendant les périodes anticycloniques. Elle établit un circuit d'air asséché au contact de la neige des versants (par condensation contre la surface froide), et purifié puisqu'il descend des sommets. Cet air se répand dans les vallées et s'échappe en direction des plaines périphériques [THILLET, 1997, p. 125].

Effet dynamique des vallées. – En cas de vent perpendiculaire à l'axe de la vallée, cette dernière devient le siège de turbulence. Si le fond de la vallée est rempli d'air froid, la turbulence ne se généralise pas tant qu'elle n'a pas chassé toute la couche dense. Il arrive que de l'air encore plus froid que celui de la vallée soit porté par le vent général. Il déferle alors facilement jusqu'en bas.

Lorsque le vent est dans l'axe de la vallée, les turbulences se localisent surtout au contact des versants. Un resserrement de la vallée provoque : (a) une accélération dans la section étroite et une ascendance de l'air, (b) une descendance à la sortie du goulet avec des remous et des ondes en aval.

Dès que le vent aborde une vallée en faisant un angle inférieur à 90° avec son axe, une partie de l'air est canalisée. Cet effet s'accroît évidemment à mesure que la direction du vent se rapproche de l'orientation de la vallée. La canalisation du vent par les vallées et les effets de brise font que la rose des vents y indique très nettement deux secteurs dominants correspondant aux deux sens de circulation naturelle, amont et aval [THILLET, 1997, p. 129].

Les spécificités météorologiques montagnardes décrites sont caractéristiques de la vallée d'Aspe. Sur le site de Biriadou, la topographie est moins tourmentée, les effets du relief sur la météorologie sont moins marqués, l'influence océanique domine.

2.2 Chimie et devenir des NO_x dans l'atmosphère

Dès qu'ils sont émis dans l'atmosphère, les polluants subissent de nombreuses transformations. Les réactions chimiques s'enchaînent plus ou moins rapidement au sein des masses d'air. En même temps, comme l'atmosphère n'est pas immobile (cf. § 2.1, p. 112), les masses d'air se déplacent et peuvent entraîner les polluants loin de leur source d'émission.

Les transformations chimiques que subissent les polluants primaires peuvent être liées soit à l'action de l'humidité, soit à l'action des radiations du soleil ou à leur adsorption sur des particules. Ils se transforment alors en polluants secondaires. C'est ainsi que – par exemple – sous l'action de l'humidité, de l'acide nitrique (HNO₃) se forme à partir des oxydes d'azote (NO_x), de l'acide sulfurique (H₂SO₄) se forme à partir du dioxyde de soufre (SO₂). Sous l'action du rayonnement solaire, l'ozone et de nombreux dérivés oxygénés se forment à partir de précurseurs naturels ou anthropiques tels que les hydrocarbures, les oxydes d'azote et le monoxyde de carbone [ASPA, 2002, web]. Nous développons la chimie des oxydes d'azote.

Encadré 6 : La famille des NO_y, les composés azotés réactifs

Liste des principaux types d'azote réactif que l'on trouve dans l'atmosphère.

NO _y	composés oxy-azotés, composés azotés réactifs ou nitroxydes
NO _x	oxydes d'azote
NO	monoxyde d'azote
NO ₂	dioxyde d'azote
N ₂ O ₅	pentoxyde d'azote
HNO ₃	acide nitrique
NO ₃ ⁻	ion nitrate
NO ₂ ⁻	ion nitrite
HONO	
ou HNO ₂	acide nitreux
NO ₃ ⁻	nitrate aérosoles
RONO ₂	espèce modèle qui représente l'ensemble des alkyl nitrates ou nitrates alcoyles
PAN	peroxyacetylnitrate, c'est un nitrate organique
PANs	peroxyacyl nitrates, ensemble de composés analogues au PAN
RO ₂ NO ₂	peroxyde nitrates
OH	radical hydroxyle, hautement réactif
H ₂ O ₂	peroxyde d'hydrogène

[BEY, 1997, p. 170 ; PONT, 2000]

2.2.1 Principales transformations de l'azote réactif dans la couche limite

L'émission dans l'atmosphère des différentes espèces d'azote réactif intervient principalement sous forme de NO. Ce composé est transformé en une grande variété d'espèces différentes. Une partie est si rapidement oxydée en NO₂ que cela explique pourquoi le NO₂ est considéré, dans la pratique, comme un polluant primaire. En effet, l'équilibre photochimique entre NO et NO₂ est établi en moins de 1 à 2 minutes [ESQUIF, 2001, web]. Les transformations de NO contribuent, à terme, soit à l'élimination « définitive » de l'azote réactif de l'atmosphère, essentiellement par la formation d'acide nitrique (HNO₃), soit à un recyclage de l'azote par la formation d'espèces réservoirs de NO_x [BEY, 1997, p. 169].

Les principales voies de réaction des oxydes d'azote sont reportées sur la Figure 10. Ce schéma n'est pas exhaustif et retrace simplement les principes généraux de stockage et de destruction des oxydes d'azote. Nous nous contenterons ici de commenter les principales voies de conversion de NO et NO₂. On en distingue trois formes : (a) les composés azotés actifs tels que NO, NO₂ (le jour) et NO₃ (la nuit) ; (b) les composés dits « réservoirs de NO_x », formés à partir de NO ou NO₂, beaucoup moins réactifs que ces derniers. Leur dénomination s'explique par leur capacité à transporter les NO_x piégés sur de grande distance (leur durée de vie peut être longue⁹¹) et à libérer ces NO_x loin de leur source d'émission ; (c) les composés « puits » qui, en raison de leur faible réactivité, sont majoritairement éliminés de l'atmosphère. Le principal de ces puits est l'acide nitrique HNO₃ qui disparaît par dépôt sec ou humide [FENNETEAUX, 1998, pp. 11-12]. BEY [1997, p. 170] utilise l'expression « piégeage définitif des NO_x » pour décrire l'élimination de NO_x via HNO₃ par les processus de dépôts.

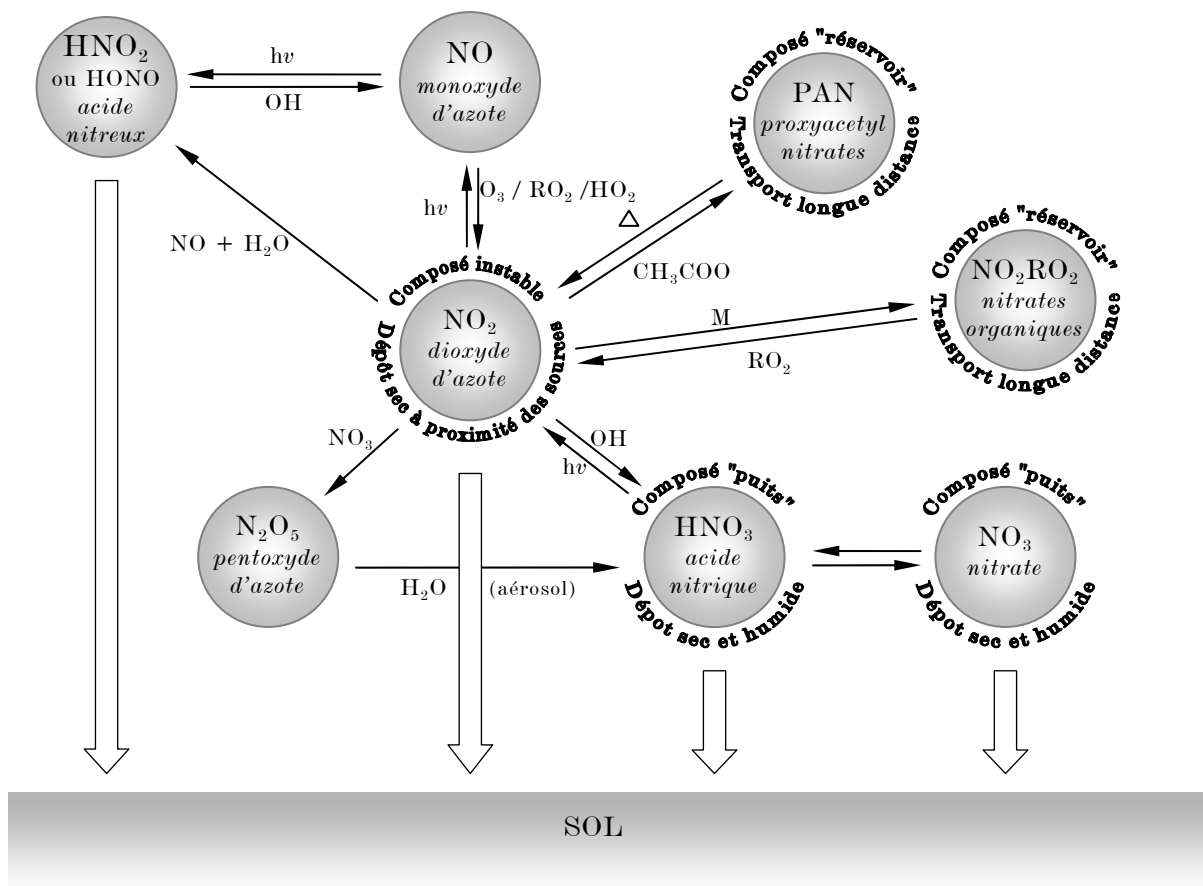


Figure 10 : Principes généraux de stockage et d'élimination des oxydes d'azote [d'après FENNETEAUX, 1998 ; MEIXNER, 1994 ; THIMONIER, 1994 ; BEY, 1997 ; PONT, 2000]

⁹¹ A l'échelle des jours, plusieurs milliers de kilomètres peuvent être parcourus par les masses d'air [FENNETEAUX, 1998, p. 7].

Il est important de préciser que certains aspects de la chimie des NO_x et des NO_y sont peu connus. La quantification de l'ensemble des NO_y a été relativement peu étudiée et il existe peu de mesure de leur concentration. Le modèle mis au point par BEY [1997] permet une évaluation complète de ces NO_y car diverses campagnes de mesure ont montré que la somme des concentrations des composés azotés mesurés individuellement (généralement NO , NO_2 , NO_3 , HNO_3 , NO_3^- et PAN) diffère significativement des concentrations totales en azote réactif notées NO_y [BEY, 1997, p. 170].

Malgré l'existence d'incertitude, on sait que d'une manière générale, au-delà d'un certain nombre d'interconversions, la molécule de NO_2 , lorsqu'elle ne s'est pas déposée sous sa forme initiale, passe sous une forme plus stable, voire très peu réactive. Comme cela a été expliqué au paragraphe précédent, il peut s'agir d'une espèce réservoir ou d'une espèce puits.

Les composés dits « réservoirs de NO_x » se présentent sous des formes variées. Les principales espèces actuellement recensées sont le PAN (peroxyacetylnitrate) et autres nitrates organiques (alkyl nitrates ou nitrates d'alcoyles, désignés par l'espèce modèle RONO_2). Ils sont caractérisés par une faible réactivité photochimique et une grande stabilité à basse température. Ces espèces sont ensuite susceptibles, par réaction photolytique, radicalaire ou par décomposition thermique, de libérer des molécules de NO_x .

Le PAN est le plus important de ces réservoirs. Son origine semble être exclusivement liée aux phénomènes anthropiques. C'est un composé courant des brouillards photochimiques urbains, issu de la réaction du radical organique peroxyacétyle CH_3COO_2 avec une molécule de dioxyde d'azote. Ce composé est principalement sujet à la décomposition thermique libérant NO_2 et le radical peroxyacétyle. Ainsi, lorsque la température est basse, le PAN peut donc être transporté sur de très longues distances. Tout comme l'ozone, les concentrations maximales de PAN sont rencontrées en retrait des sources anthropiques fortes [FENNETEAUX, 1998, p. 12].

Les alkyl nitrates ou RONO_2 (nitrates organiques [MEIXNER, 1994, p. 305]), formés par réaction du monoxyde d'azote avec des radicaux peroxyyles, constituent le second type de réservoir de NO_x . La concentration de ces nitrates organiques en atmosphère éloignée est probablement très faible, de l'ordre de 10 ppt en moyenne, soit environ 10 fois moins que les concentrations maximales de PAN observables dans ces régions. Plus stables thermiquement que le PAN, de solubilité variable selon les espèces, ils disparaissent de l'atmosphère par photolyse ou réaction avec OH sur une période de temps de 1 à 30 jours. Ils redonnent dans ce cas du NO_2 [FENNETEAUX, 1998, p. 13].

Enfin, NO_2 peut également évoluer sous forme d'acide nitrique HNO_3 qui, une fois formé, disparaît de l'atmosphère par dépôt sec ou humide. L'acide nitrique peut redonner NO_2 , mais la constante de vitesse associée est très faible. D'un temps de vie compris entre 1 et 10 jours, cette espèce constitue un puits direct de NO_x [FENNETEAUX, 1998, p. 13 ; PONT, 2000, p. 13].

Il ne s'agit pas ici de reproduire la multitude des réactions évoquées ci-dessus et largement détaillées dans les thèses dont cette synthèse rapide est tirée, mais de transcrire cette chimie en une information utile pour cette thèse. Les paragraphes qui suivent font le point sur un aspect précis mais ne sont pas exhaustifs.

2.2.2 *Chimie de jour, chimie de nuit*

Si la chimie diurne des NO_x est relativement bien connue, la chimie nocturne – tout aussi importante – est largement moins documentée. La thèse d'Isabelle BEY [1997] a apporté un certain nombre de réponses.

Chimie diurne. – Pendant le jour, la transformation des oxydes d'azote s'opère de deux façons : (a) la réaction $\text{OH} + \text{NO}_2 \rightarrow \text{HNO}_3$ constitue un puits net en NO_x puisque l'acide nitrique disparaît essentiellement par déposition sèche ou humide ; (b) les réactions des radicaux peroxy avec les oxydes d'azote conduisent à la formation de composés réservoirs de NO_x : les réactions $\text{RO}_2 + \text{NO}$ forment des alkyl nitrates, et les réactions $\text{RCO}_3 + \text{NO}_2$ forment des composés de type PAN [BEY, 1997, p. 25].

Chimie nocturne. – Pendant la nuit, l'arrêt des réactions de photolyse conduit à une profonde modification des chaînes réactionnelles. Cet arrêt conduit, en particulier, à une forte diminution des concentrations de deux composés clés de la chimie diurne : OH et NO. En conséquence, des voies d'oxydation nouvelles apparaissent pendant la nuit. Le radical NO_3 est un oxydant spécifique à la nuit car le jour, il est détruit très rapidement par photolyse. La nuit, il est particulièrement actif et crée de nouvelles chaînes réactionnelles. Plusieurs études cinétiques récentes⁹² conduisent à penser que le radical NO_3 pourrait jouer, pendant la nuit, le même rôle que NO pendant le jour dans l'évolution des radicaux RO_2 [BEY, 1997, pp. 25-26]. Rappelons que ces derniers sont les précurseurs des nitrates organiques (alkyl nitrates, composés de type PAN) qui constituent les « réservoirs » de NO_x et permettent donc leur transport longue distance. On sait également que le radical NO_3 joue un rôle important dans la disparition définitive des oxydes d'azote via la formation du

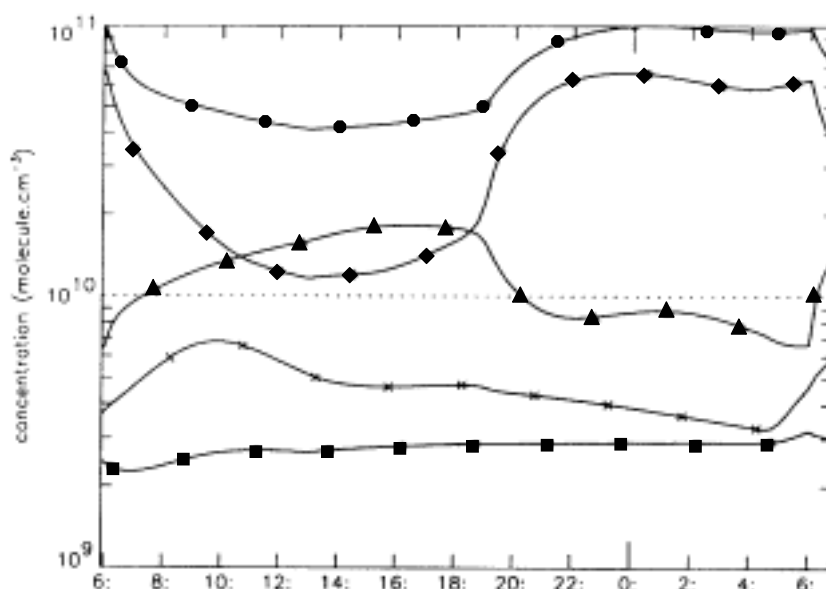
⁹² BIGGS *et al.*, 1994 ; BIGGS *et al.*, 1995 ; DAELE *v al.*, 1995 ; RAY *et al.*, 1996 ; CANOSA-MAS *et al.*, 1996 in BEY, 1997, p. 25.

pentoxyde d'azote N_2O_5 via la réaction $NO_3 + NO_2 \rightarrow N_2O_5$. Ce dernier donne ensuite HNO_3 , par réaction hétérogène : $N_2O_5 + H_2O_{(aérosol)} \rightarrow 2 HNO_3$ [BEY, 1997, p. 78].

La découverte de cette réaction est relativement récente. Jusqu'à ces dernières années, la réaction $OH + NO_2 \rightarrow HNO_3$ constituait la source principale de HNO_3 mais aujourd'hui, il n'est plus possible de négliger la réaction décrite ci-dessus, selon laquelle le pentoxyde d'azote réagit avec l'eau en surface des aérosols. Elle est même prépondérante en présence de brouillard ou de nuages [PONT, 2000, p. 13]. Ainsi, à l'échelle globale, il apparaît désormais que cette réaction a un impact significatif sur la concentration de NO_x , de l'ozone et de OH , en particulier dans l'hémisphère Nord (cf. Tableau 16, p. 127) [DENTENER et CRUTZEN, 1993 in BEY, 1997, p. 183].

Description des concentrations caractéristiques de NO_x le jour et la nuit. – Les résultats de la modélisation de BEY [1997, p. 171] pour son scénario « rural »⁹³ (cf. Tableau 17, p. 128) (avec des concentrations de 1,5 à 4 ppb de NO_y , essentiellement sous forme de NO_x , HNO_3 , PAN et alkyl nitrates) sont les suivants : « Au cours de la journée, on note que les concentrations en NO_x décroissent rapidement tandis que les concentrations de PAN, de HNO_3 et, plus faiblement, d'alkyl nitrates ($RONO_2$) augmentent, indiquant ainsi la conversion photochimique des NO_x . On observe donc une diminution du rapport NO_x/NO_y . A l'inverse, pendant la nuit, les concentrations de HNO_3 et de PAN diminuent, du fait de l'arrêt des voies de formation de ces composés et des processus de dépôt. Les NO_x continuant d'être émis, la proportion NO_x/NO_y croit à nouveau ». Sans reprendre la démonstration de BEY, on peut préciser que ses résultats montrent un bon accord entre les données calculées et les données mesurées [BEY, 1997, p. 175]. Ils peuvent donc être considérés comme représentatifs de la réalité, en particulier les niveaux de concentrations de HNO_3 [BEY, 1997, p. 120]. Le graphique qui suit présente les résultats du scénario rural.

⁹³ Le scénario rural est représentatif d'une masse d'air évoluant au dessus d'une zone supposée homogène à caractère rural, présentant une faible activité agricole et un habitat dispersé. Les émissions de COV et de NO_x considérées sont à la fois d'origine anthropique et biogénique [BEY, 1997, p. 89].



Graphique 6 : Répartition de l'azote réactif dans le cas du scénario rural : concentrations de NO_y totaux (●), de NO_x (◆), de HNO_3 (▲), de PAN (X) et d'alkyls nitrates RONO_2 (■) [BEY, 1997, p. 172].

BEY note d'autre part un déficit de 10 à 20% entre le cumul des NO_y généralement mesurés : NO_x , PAN, HNO_3 et RONO_2 et les NO_y totaux. Son travail a donc mis en évidence la contribution de composés non identifiés jusqu'alors⁹⁴.

De l'importance de ces variations jour/nuit. – La mise en évidence des variations de concentrations de NO_x entre le jour et la nuit pose problème vis-à-vis de certaines interprétations proposées. Ainsi, en est-il de l'étude de ÖKOSCIENCE que nous avons déjà évoquée dans l'introduction générale. Dans le paragraphe intitulé « Pollution plus importante en hiver et pendant la nuit », on peut lire : « *En plus des variations saisonnières, on constate également au Brenner des variations de la pollution en NO_x au cours de la journée. Le trafic est dix fois plus faible la nuit que le jour. Toutefois, les valeurs de NO_x mesurées sont en général plus élevées la nuit. Les causes sont à nouveau les conditions de dispersion. Le refroidissement induit par la baisse du rayonnement solaire provoque la nuit une disposition par couches stables de l'air proche du sol et ainsi une concentration des substances polluantes. Seule une interdiction de circuler de nuit pour les camions pourrait empêcher ces pointes de pollution !* » [ÖKOSCIENCE LUFHYGIENE, 2000, p. 12]. Sur ce point précis l'interprétation nous paraît partielle car elle ne prend pas en compte les processus

⁹⁴ Il s'agit des carbonyl nitrates pour 1 à 3% des NO_y totaux (jusqu'à 4 à 6% suivant les hypothèses de départ), des hydroperoxydes azotés pour 0,5 à 2% le jour et 0,5 à 1% la nuit, des hydroxyacyl nitrates PANs (ou PANs supérieurs) pour 5 à 10% des NO_y et d'un hydroxy alkyl nitrate (noté ISNIT) pour 1 à 2% des NO_y totaux [BEY, 1997, pp. 173-177]. Rappelons que les résultats que nous reprenons ici correspondent au scénario rural.

chimiques, très bien décrits par BEY [1997]. Il s'agit simplement ici, de montrer à quel point il est facile, sur la thématique de la pollution, d'omettre certains éléments : si la météorologie est importante, la chimie l'est tout autant.

2.2.3 Temps de conversion des NO_x vers d'autres formes

PONT [2000, p. 13] estime, selon de nombreuses études d'observations, que le temps caractéristique de conversion des NO_x en diverses espèces des NO_y est de 4 à 20 heures. Ainsi, comme les zones urbaines sont de fortes sources d'émissions de NO_x et que les temps de conversion de NO_x en NO_y sont grands, les concentrations de NO_y en zone urbaine sont généralement dominées par les NO_x . Les NO_y (principalement le PAN (nitrate organique) et le HNO_3 (nitrate inorganique)) voient leurs concentrations augmenter au fur et à mesure que l'on s'éloigne des sources majeures de NO_x que sont les zones urbanisées [SEINFELD, 1997 *in* PONT, 2000, p. 13]. Ceci est dû au fait que ces produits sont en fin de chaîne de conversion des NO_x . Ainsi, l'observation du rapport NO_x/NO_y permet l'évaluation de la distance à la source : une valeur importante signifie que les sources sont proches, une valeur faible que les sources sont éloignées.

Il est désormais prouvé qu'une part notable des NO_x disparaît la nuit en acide nitrique à travers la formation de pentoxyde d'azote, puis la réaction hétérogène $N_2O_5 + H_2O_{(aérosols)} \rightarrow 2 HNO_3$. Cette réaction a un impact significatif sur les concentrations de NO_x , d' O_3 et de OH [DENTERNER et CRUTZEN, 1993 *in* BEY, 1997, p. 183 ; BEY, 1997, p. 186] : plus le milieu est pollué plus la contribution de cette réaction est importante (50% sur 24h). En milieu rural, elle contribue pour plus d'un quart (27% sur 24h). Ces chiffres sont détaillés dans le Tableau 16 qui donne également les vitesses et les principales voies de formation. Pour SILLMAN [1999, p. 1839] l'influence de l'élimination d'une partie des NO_x via la formation et le dépôt de HNO_3 se fait sentir à l'échelle de la journée.

Scénario	Flux de formation de HNO ₃ (ppb/heure)	Nuit/Jour (%)	Contribution des voies de formation de HNO ₃ (%)			
			OH+NO ₂	N ₂ O ₅ + aér.	HONO*	N ₂ O ₅ + H ₂ O
<i>URBAIN. Evolution d'une masse d'air stagnant au-dessus d'une zone urbaine soumise à des émissions de COV et de NO_x uniquement d'origine anthropique.</i>						
nuit	3,7	54,6	6,4	74,9	15,9	2,8
jour	5,1	45,4	64,0	30,0	5,2	0,8
24 heures	4,2	-	37,9	50,4	10,1	1,7
<i>REGIONAL. Evolution d'une masse d'air au-dessus d'une zone à caractère rural, mais présentant une forte activité agricole et un habitat significatifs. Les émissions de COV et de NO_x considérées sont d'origine anthropique et biogénique. On pourrait qualifier ce scénario de « rural habité ».</i>						
nuit	0,65	57,8	2,2	79,8	11,4	6,6
jour	0,28	42,2	85,1	9,3	5,0	0,6
24 heures	0,42	-	37,2	50,0	8,7	4,1
<i>RURAL. Evolution d'une masse d'air au-dessus d'une zone à caractère rural, mais avec un habitat et une activité agricole plus faibles que dans le scénario précédent. Les deux types d'émissions (anthropique et biogénique) sont également considérées mais avec des émissions anthropiques plus faibles que précédemment. On pourrait qualifier de scénario de « rural naturel ».</i>						
nuit	0,13	44,3	4,2	56,9	25,4	13,5
jour	0,09	55,7	90,2	3,2	6,0	0,6
24 heures	0,11	-	52,1	27,0	14,6	6,4
<i>BIOGENIQUE. Ce scénario est caractérisé par l'absence d'émissions anthropique. Seules les émissions biogéniques (NO_x et hydrocarbures) sont considérées. Il correspond à ce que l'on pourrait rencontrer au-dessus de grandes zones forestières, c'est-à-dire dans un milieu « rural propre » ou « rural éloigné ».</i>						
nuit	1 x 10 ⁻³	34,4	9,7	1,0	89,1	0,2
jour	1,2 x 10 ⁻³	65,6	83,3	0,2	16,5	0
24 heures	1,1 x 10 ⁻³	-	57,9	0,5	41,5	0,1

*Tableau 16 : Taux de formation de HNO₃ et contribution des différentes réactions intervenant dans leur formation ; * formation de HNO₃ liée à la formation de HONO [BEY, 1997, p. 183].*

2.2.4 Répartition des composés azotés

Les masses d'air très polluées ne présentent pas les mêmes mécanismes chimiques que les masses d'air moins ou peu polluées. Ainsi, si dans les environnements très pollués, il y a une compétition entre la formation d'acide nitrique et la formation d'ozone basée sur la disponibilité des radicaux hydroxyles et la concentrations en oxyde d'azote [AIRMARAIX, 1998, p. 51], ce n'est pas le cas des milieux moins pollués.

Le tableau qui suit rassemble quelques données relatives aux concentrations de NO_y et à la contribution des principales espèces pour les sites ruraux (données mesurées et calculées).

Composés	Sites de mesures				Modélisation	
	PARRISH <i>et al.</i> , 1993		BUHR <i>et al.</i> , 1990	ANEJA <i>et al.</i> , 1996	BEY, 1997	
	(a)	(b)	(c)	(d)	(e)	
O ₃	15-60 ppb	20-50 ppb	-	30-55 ppb	15-61 ppb	
NO _y	3-15 ppb	2-5 ppb	4-8 ppb	2-3,5 ppb	1,5-4 ppb	
NO _x /NO _y	nuit	0,7	0,9	0,7	-	0,6-0,7
	jour	0,25-0,4	0,4-0,6	0,3	-	0,3
PAN/NO _y	nuit	0,02	0,08	0,08-0,15	0,12	0,03-0,1
	jour	0,1-0,15	0,15-0,2	0,2	0,16	0,1-0,2
HNO ₃ /NO _y	nuit	-	0,1	-	-	0,08
	jour	0,1	0,2-0,3	0,3	0,225	0,1-0,4
NO/NO _y	nuit	<0,02	<0,01	-	0,03	<0,01
	jour	0,02-0,17	0,02-0,1	-	0,075	0,07
NO ₂ /NO _y	nuit	-	-	-	0,5	0,3
	jour	-	-	-	0,4	0,65
NO ₃ /NO _y	0,03	0,04-0,08	0,02-0,04	-	-	
$\sum(\text{NO}_x)_i/\text{NO}_y$ (f)	0,75	0,94	0,83-0,88	0,8	0,8-0,9	

Tableau 17: Concentrations de NO_y et d'ozone et contribution relative des NO_x, PAN et HNO₃ dans les mesures effectuées sur quelques sites ruraux et calculées pour le scénario rural du modèle de BEY [1997].

(a) Site de Bondville (230 m, 40°N), site agricole avec passage de 2-3 véhicules par jour ; (b) Site d'Egbert (251 m, 44°N), zone agricole à 70 km de Toronto, avec des autoroutes aux alentours ; (c) Site de Scotia (395 m, 40°N), site forestier, le plus souvent sous les vents de zones industrielles et urbaines ; (d) Site de Sonia (170 m, 32°N), site rural de Caroline du Nord ; (e) Description des paramètres du scénario rural de BEY dans de tableau *x* ci-dessus ; (f) $\sum(\text{NO}_x)_i/\text{NO}_y = (\text{NO}_x + \text{HNO}_3 + \text{PAN})/\text{NO}_y$ [BEY, 1997, p. 175].

A partir de ce tableau, on peut estimer que dans un site rural, pour 1 ppb de NO_y, on a 0,3 ppb de NO₂ et 0,08 ppb de HNO₃ la nuit et 0,65 ppb de NO₂ et 0,1 à 0,4 ppb de HNO₃ le jour ; avec NO_y = NO_x + HNO₃ + PAN. FENNETEAUX [1998, p. 93] a réuni d'autres données sur cette question :

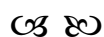
Rapport NO _x /NO _y	Site	Référence
0,1 – 0,2	Océanique 35-80°N	SINGH <i>et al.</i> , 1992b
0,29	Etats-Unis, rural (secteur propre)	WILLIAMS <i>et al.</i> , 1997
0,75	Etats-Unis, rural (secteur urbain)	WILLIAMS <i>et al.</i> , 1997
0,15	Canada, rural (secteur propre)	TALBOT <i>et al.</i> , 1994

Tableau 18 : Evaluation de la distance à la source en fonction du rapport NO_x/NO_y [FENNETEAUX, 1998, p. 93].

Synthèse. – L'émission dans l'atmosphère des différentes espèces d'azote intervient principalement sous forme de NO. Ce composé est transformé en une grande variété d'espèces différentes. La plus grande partie est très rapidement oxydée en NO₂ : l'équilibre photochimique entre NO et NO₂ est établi en moins de 1 à 2 minutes. A terme, les transformations des NO_x aboutissent soit à l'élimination « définitive » de l'azote réactif de l'atmosphère, essentiellement par la formation d'acide nitrique (HNO₃), soit à un recyclage de l'azote par la formation d'espèces réservoirs de NO_x [BEY, 1997, p. 169].

Les composés dits « réservoirs » de NO_x , formés à partir de NO ou NO_2 , sont beaucoup moins réactifs que ces derniers. On dit qu'ils sont des réservoirs car ils piègent les NO_x et les transportent sur de grandes distances (leur durée de vie peut être longue) avant de les libérer loin de leurs sources d'émissions¹. Les composés « puits », en raison de leur faible réactivité, sont majoritairement éliminés de l'atmosphère. Le principal de ces puits est l'acide nitrique HNO_3 qui disparaît par dépôt sec ou humide [FENNETEAUX, 1998, p. 11-12 ; PONT, 2000, p. 13].

Pour résumer, les NO_x se transforment plus ou moins rapidement et de façon non linéaire, en fonction de nombreux paramètres dont les plus connus sont la température, l'ensoleillement (rayonnement) et les concentrations des autres polluants (composés organiques notamment). La majeure partie des dépôts azotés se fait sous forme de NO_2 et de HNO_3 .



Ce deuxième volet du premier chapitre a permis de traiter des deux grands moteurs de la dispersion de la pollution : les paramètres météorologiques et les processus physico-chimiques. Leur rôle est déterminant en ce qui concerne (a) les éventuels blocages horizontaux (topographie des vallées) et/ou verticaux (stabilité atmosphérique) et, (b) les transformations du dioxyde d'azote en composés azotés multiples dont une partie s'exporte et l'autre se dépose localement. C'est sur cette question des dépôts que nous allons clore, dans un dernier volet, ce premier chapitre.

3 *Dépôt des polluants*

Dans le langage courant, les phénomènes de retombée de la pollution atmosphérique sont improprement appelés « pluies acides ». Le terme est effectivement peu approprié car la réalité des dépôts de polluants atmosphériques est plus variée et sont loin d'avoir lieu uniquement sous forme humide. On préférera donc les termes de dépôt, déposition, retombée de polluants ou retombées atmosphérique ; termes qui correspondent mieux aux divers modes de transfert des polluants primaires ou secondaires de l'air, sous forme solide, liquide ou gazeuse vers le sol.

3.1 **Formes des dépôts atmosphériques**

Les dépôts ont lieu sous forme sèche ou humide. Quelques processus intermédiaires peuvent être distingués.

Les dépôts humides. – Ils proviennent des précipitations (pluie, neige, bruine, brouillard, brume, givre). Ces dépôts résultent de la solubilisation des polluants gazeux au sein de gouttelettes formées autour de fines particules, ou de l'entraînement mécanique des particules au cours d'événements pluvieux. Les précipitations permettent donc le lavage de l'atmosphère par rabattement au sol des polluants [MALBREIL, 1997, p. 3],

Les dépôts secs. – Ils sont composés de gaz et de diverses particules solides (poussières, aérosols...) de taille généralement inférieure à $2 \mu\text{m}$ [LOVETT, 1992 *in* JUSSY, 1998, p. 3] et ils consistent, pour les polluants gazeux, en un transfert des molécules de gaz depuis l'atmosphère jusqu'à la surface du sol ou de l'eau.

Les dépôts occultes. – Ce terme est parfois employé pour distinguer les dépôts humides sous forme de pluies, des dépôts humides se faisant par interception : un flux d'air plus ou moins humide (brume, brouillard essentiellement) frôle la végétation qui capte alors les polluants [SETRA et MAZOUÉ, 1994, p. 6]. Ce processus peut avoir une réelle influence. C'est le cas des brouillards et bruines en montagne où le phénomène est fréquent [JUSSY, 1998, p. 4].

La sédimentation. – Ce terme désigne le dépôt des particules les plus grosses sous leur propre poids (force gravitaire) [SETRA et MAZOUÉ, 1994, p. 6]. Ce phénomène se produit à proximité des sources. Les particules plus fines, se comportant comme des gaz, peuvent être transportées plus loin et participent à la déposition sèche ou humide.

L'enlèvement sec (dry removal). – Ce terme désigne un processus de coagulation et d'agglomération des particules fines sur d'autres particules, plus grosses.

L'enlèvement humide (wet removal). – Ce terme correspond à l'absorption d'aérosols et de gaz par les micro-gouttelettes des nuages et du brouillard [SETRA et MAZOUÉ, 1994, p. 6].

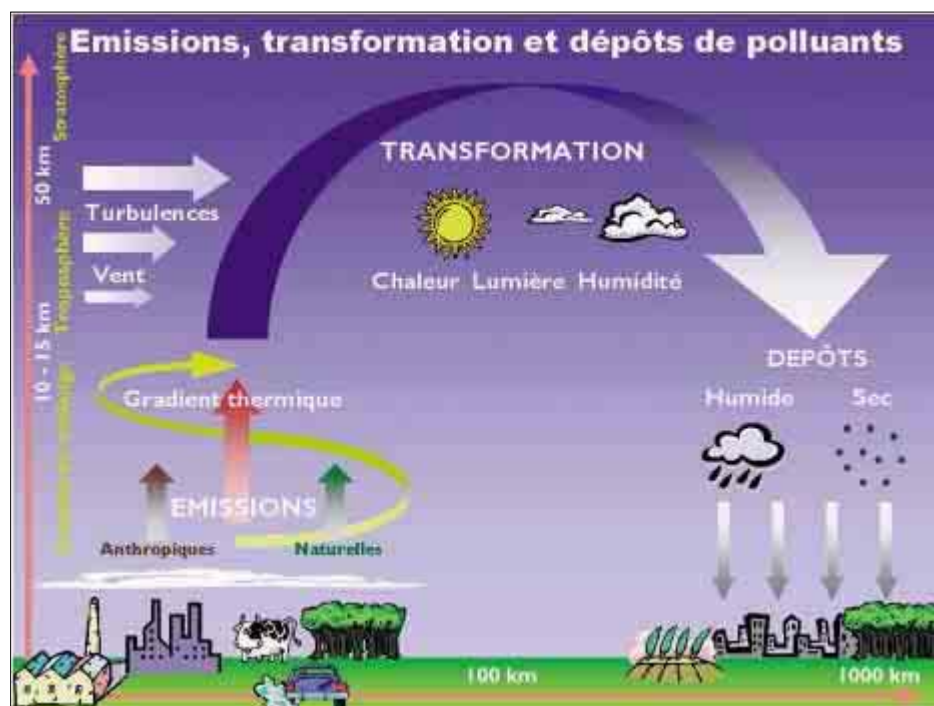


Figure 11 :
Emissions,
transformation et
dépôts de
polluants
[CITEPA, 2001b,
web]

Répartition dépôts secs / dépôts humides. – La part des dépôts secs dans le total des dépôts azotés a longtemps été sous-estimée, voire ignorée. L'importance de ces dépôts a été reconnue il y a une quinzaine d'année seulement, à la suite de quelques travaux précurseurs effectués à la fin des années 1980. Auparavant, la communauté scientifique s'était concentrée sur les dépôts humides. L'étude de ces dépôts est relativement récente, ce qui explique, comme on le verra plus tard, que de nombreux aspects soient encore en grande partie méconnus. De même, les méthodes visant à les caractériser : quantité, formes chimiques de ces constituants, etc. sont en cours de développement et donc, loin d'être standardisées, ce qui n'a pas empêché d'importantes avancées d'avoir lieu ces dernières années.

En 1988, IVENS *et al.* [1988, p. 536] proposent les premières estimations : dans la forêt qu'ils étudient, la part du dépôt sec par rapport au dépôt azoté total est de 87%. Au même moment, ROELOFS *et al.* [1988, p. 876] écrivent : « *Investigations clearly show that a major part of the nitrogen originates from atmospheric deposition* » et estiment ce dépôt sec entre 20 et 60 kg/ha/an pour les Pays-Bas. Pour GOULDING [1990, p. 61] les dépôts secs sont trois à quatre fois supérieurs aux dépôt humides. Il compare ses résultats avec ceux de DERWENT *et al.* [1988 in GOULDING, 1990, p. 61] qui considèrent que les dépôts secs sont deux fois supérieurs aux dépôts humides.

En fait, il n'est pas forcément possible de donné un ordre de grandeur valable car les proportions de dépôt sous une forme ou une autre varie en fonction de l'éloignement aux

sources (c'est-à-dire en fonction du temps de transformation et de voyage laissé aux composés primaires). Ainsi, il y a aussi un lien entre le type de dépôt et la forme sous laquelle l'azote se trouve.

3.2 Processus de dépôt

3.2.1 *Processus de déposition sèche*

Plusieurs facteurs influencent le dépôt sec, de la météorologie à la chimie atmosphérique, en passant par la structure de la canopée et la microstructure de la feuille, (caractéristiques biologiques, chimiques et physiques de la surface de réception) [ANDERSEN *et al.*, 1999, p. 8].

Les processus de dépôt sec peuvent se diviser en trois étapes : la première est le transfert des gaz de la sous couche turbulente (cf. § météorologie) vers la couche laminaire (la couche d'air stagnant directement adjacente à la surface, épaisse de 0,1 à 1 mm) et qui constitue la composante aérodynamique du transfert. La seconde étape correspond à la diffusion des gaz à travers la couche laminaire, enfin, la troisième étape correspond au piégeage (potentiel) des gaz par adsorption sur les surfaces humides ou collantes et/ou par adsorption à travers les stomates [ANDERSEN *et al.*, 1999, p. 8 ; SEINFELD, 1986 *in* BEY, 1997, p. 102].

Les facteurs qui contrôlent le dépôt sec sont conceptualisés comme des résistances au transport pour chacune des étapes évoquées juste avant. La résistance totale au transfert correspond à la somme des diverses résistances qui se cumulent : résistance aérodynamique, résistance de la couche de surface et résistance de surface. Elles s'expriment en m/s.

La résistance aérodynamique. – La résistance aérodynamique R_a correspond à la résistance au transfert dans la sous couche turbulente. Elle est représentative des processus micro-météorologiques qui transportent les composés vers la surface. Elle est contrôlée par l'intensité de la sous couche turbulente, elle-même fonction de la diffusion turbulente verticale, de la rugosité de la surface, de la vitesse du vent et de la température de la surface. Cette résistance est indépendante de la nature du composé considéré.

La résistance de la couche de surface. – La résistance de la couche de surface R_b est la résistance au transfert dans la couche laminaire (la couche d'air stagnant directement adjacente à la surface, épaisse de 0,1 à 1 mm), et elle est fonction des processus de transports diffusifs moléculaire et turbulent. La résistance de surface est négligeable à la surface de l'eau et du fumier [ASMAN, 1994, p. 270].

La résistance de surface. – La résistance de surface R_c est caractéristique de chaque composé et de chaque type de surface. Elle est constituée d'un ensemble de résistances disposées en série ou en parallèle⁹⁵, caractéristiques des différents composants du couvert végétal et fonction des propriétés chimiques du composé considéré, des conditions météorologique (ensoleillement, température, taux d'humidité...) et du type de sol considéré (forêt, terrain agricole, zone urbaine). Elle présente donc de fortes variations diurnes et saisonnières [BEY, 1997, p. 102-103], notamment l'ouverture stomatale.

La somme de ces résistances ($R_a + R_b + R_c$) constitue la résistance totale dont l'inverse est la vitesse de dépôt (V_d) :

$$V_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_c}$$

Le flux de dépôt sec F_d s'écrit : $F_d = C \times V_d$ où C et V_d sont respectivement la concentration (en molécules/cm³) et la vitesse de dépôt (en cm/s) du composé considéré [ANDERSEN *et al.*, 1999, p. 9 ; BEY, 1997, p. 103]. Les taux de conversion molécules/cm³ en ppb sont donnés dans le § 1.1.3 Les unités de mesure de la pollution, p. 74.

Dans des conditions météorologiques données, la résistance aérodynamique est la même pour tous les gaz et les aérosols. Seules les particules les plus grandes ($> 5 \mu\text{m}$), soumises à la gravitation, se déposent de façon significative par sédimentation et par collision avec la surface des plantes ou le sol. Pour les petites particules, c'est essentiellement la diffusion dans la couche laminaire qui détermine le taux de déposition alors que pour les gaz qui s'adsorbent rapidement, c'est le transfert dans la couche turbulente qui est le facteur essentiel. En effet, dans la couche laminaire, aucun processus n'est aussi efficace vis-à-vis des particules que la diffusion moléculaire pour les gaz. C'est parce que les molécules gazeuses sont bien plus petites que les aérosols et par conséquent, d'une vitesse bien plus importante. Pour les particules $< 0,1 \mu\text{m}$, la diffusion Brownienne (Brownian diffusion) est la voie la plus efficace, tandis que les impactions et interceptions sont relativement importantes pour celle dont le diamètre est $> 1 \mu\text{m}$. C'est pour les particules dont le diamètre est compris entre ces deux valeurs ($0,1$ à $1 \mu\text{m}$) que le transport à travers la couche laminaire est le plus lent (R_b la plus grande).

⁹⁵ La résistance de surface R_c est elle-même constituée de plusieurs composantes. Vis-à-vis de la végétation elle-même : R_s résistance pour les stomates de la feuilles, R_m résistance mésophylle des feuilles, R_{lu} résistance cuticulaire de la végétation. Deux composantes expriment la résistance de la canopée « inférieure » : R_{dc} résistance de transfert en phase gazeuse due à la convection turbulente dans la canopée, R_{cl} résistances des feuilles, brindilles, ou autres surfaces dans la canopée. Enfin, deux composantes correspondent à la résistance du « sol » : R_{ac} résistances de transfert due à la canopée (fonction uniquement de la hauteur et de la densité de la canopée) et R_{gs} résistance du sol, de la litière [d'après WESELY *et al.*, 1989 in BEY, 1997, p. 103].

La structure de la canopée d'une forêt fait que les turbulences sont plus importantes, à certaines vitesses de vent, qu'au dessus d'une végétation courte. Ceci fait que pour les composés gazeux dont les coefficients de vélocité sont essentiellement déterminés par le transfert dans la couche turbulente, les taux de déposition sont plus importants au niveau de la forêt que de la végétation courte et plus encore que des surfaces en eau [ASMAN, 1994, p. 270-271 ; ANDERSEN *et al.*, 1999, p. 8].

D'une manière générale, quand la vitesse du vent augmente, les turbulences augmentent également ce qui a pour conséquence de diminuer la résistance aérodynamique (R_a devient plus petite). La résistance de la couche de surface est elle aussi influencée par les conditions météorologiques et notamment le vent, mais dans une bien moindre mesure. Ainsi, et d'une manière générale, les vitesses de dépôt augmentent plus ou moins linéairement avec la vitesse du vent [ASMAN, 1994, p. 270-271].

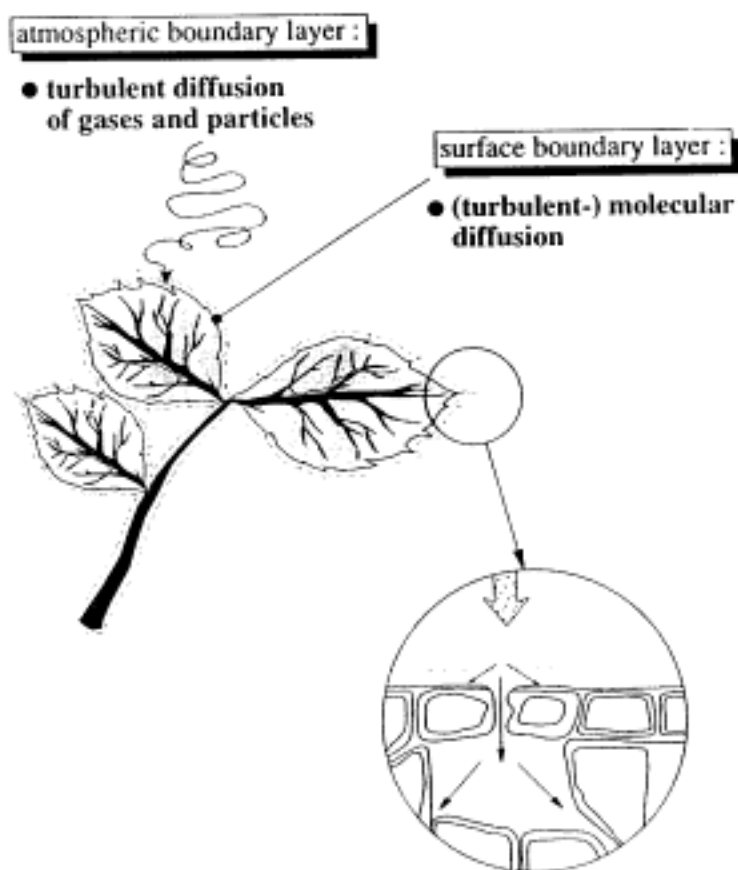


Figure 12 : Processus de transport et d'assimilation des gaz et petites particules (PM10) par la végétation [d'après FOWLER et al., 1989 in MEIXNER, 1994, p. 315].

Ainsi, les dépositions atmosphériques sont influencées par les coefficients de vélocité des différentes espèces qui permettent de calculer des flux de dépôt. Mais, il ne faut pas oublier les interactions chimiques entre ces différents composés, dont les principales voies, exposées précédemment, continuent de jouer dans l'atmosphère de la frondaison, et aussi à la surface des feuilles.

3.2.2 *Processus de déposition humide [DESBOEUF, 2001]*⁹⁶

L'atmosphère est un milieu complexe dans lequel coexistent des espèces gazeuses, des particules solides d'aérosols et des gouttelettes liquides. Les interactions pouvant avoir lieu entre ces différentes phases sont regroupées sous le terme de chimie multiphasique. La chimie en phase homogène gazeuse a été la plus étudiée du fait que les aérosols et l'eau ne représentent qu'une faible fraction en masse du réservoir atmosphérique. Il s'avère toutefois que les interactions impliquant ces deux phases permettent des réactions qui ne peuvent se faire en phase gazeuse homogène telles que les réactions de surface ou les réactions incluant des espèces ioniques. A ce titre, un certain nombre de travaux portant sur l'étude des processus multiphasiques ont été conduits pour comprendre des phénomènes chimiques difficilement expliqués par la chimie homogène. Aussi, l'importance de la chimie hétérogène sur l'atmosphère a-t-elle été démontrée ces vingt dernières années sur la formation des pluies acides [CALVERT *et al.*, 1985 *in* DESBOEUF, 2001, p. 5], sur la diminution de l'ozone stratosphérique [MEGIE, 1989 *in* DESBOEUF, 2001, p. 5] ou encore sur le pouvoir oxydant de l'atmosphère [GRAEDEL *et al.*, 1986 *in* DESBOEUF, 2001, p. 5].

Les nuages sont le siège privilégié du développement de la chimie multiphasique atmosphérique puisqu'ils constituent des systèmes dans lesquels on retrouve les trois phases atmosphériques. Les nuages ne peuvent se former, dans la troposphère, sans le support de particules solides d'aérosols atmosphériques, ces particules portant le nom de noyau de condensation nuageuse (CCN⁹⁷). Etant les supports des gouttes nuageuses, les CCN conditionnent les propriétés physiques et chimiques de ces gouttes. En effet, plus une masse d'air est concentrée en CCN, plus il y a de gouttes qui se forment, et plus les CCN ont des diamètres importants, plus les gouttes seront grosses [WARNECK, 1988; FLOSSMAN, 1998; HEINTZENBERG, 1998 *in* DESBOEUF, 2001, p. 5]. C'est donc le nombre et la taille des CCN qui conditionnent la distribution en nombre et en taille des gouttes nuageuses, et en conséquence qui déterminent si un nuage sera précipitant ou non. Par ailleurs, les CCN incorporés dans la goutte d'eau sont susceptibles de se dissoudre et leur composition chimique détermine alors la composition chimique initiale de la goutte d'eau [HEGG, 1991 ; VONG *et al.*, 1997 *in* DESBOEUF, 2001, p. 5].

Plusieurs observations et études théoriques ont démontré que les processus radiatifs, dynamiques et chimiques qui se produisent dans les nuages affectent les concentrations dans l'atmosphère de divers composés comme l'ozone, les oxydes d'azote ou le monoxyde de

⁹⁶ Ce paragraphe est tiré de la thèse de Karine DESBOEUF [2001] qui porte sur « *Les processus de dissolution des aérosols atmosphériques au sein des gouttelettes nuageuses* ». Elle explique de façon clair et bien documentée les interactions entre aérosols, gaz et liquides.

⁹⁷ Cloud Condensation Nuclei (CCN) pour Noyau de Condensation Nuageuse.

carbone [MADRONICH, 1987 *in* DESBOEUF, 2001, p. 6], entre autre parce que les processus photochimiques y sont donc fortement amplifiés. D'autre part, les gouttes d'eau atmosphériques sont le siège de nombreuses réactions chimiques qui peuvent avoir des effets environnementaux majeurs comme par exemple la transformation du dioxyde de soufre en acide sulfurique responsable pour une large part des pluies acides [GRAEDEL *et al.*, 1986 ; MARTIN, 1988 ; JACOB *et al.*, 1989 ; BOTT et CARMICHAEL, 1993 *in* DESBOEUF, 2001, p. 6] ou encore les cycles de radicaux libres impliqués dans le bilan d'ozone et des peroxydes [GRAEDEL *et al.*, 1985 ; WESCHLER *et al.*, 1986; ZEPP *et al.*, 1992 ; MATTHIJSEN *et al.*, 1995 ; WALCEK *et al.*, 1997 *in* DESBOEUF, 2001, p. 6].

Les gouttes nuageuses se forment dans l'atmosphère par condensation de vapeur d'eau sur des particules d'aérosols CCN quand l'humidité relative excède le niveau de saturation. Quand les nuages se forment et durant leur cycle de vie, les éléments solubles de la phase gazeuse et de la phase particulaire se dissolvent et modifient ainsi la composition chimique de la goutte d'eau (Figure 13).

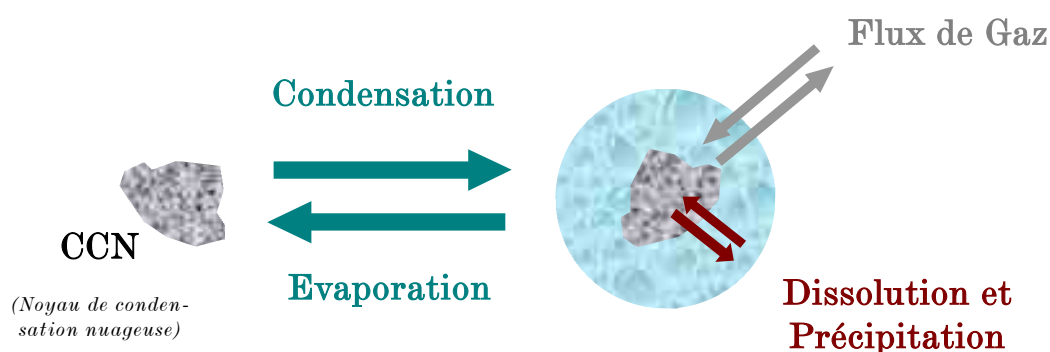


Figure 13 : Schéma simplifié des processus multiphasiques intervenant au sein d'une goutte d'eau nuageuse [DESBOEUF, 2001, p. 8].

Une croissance importante de la taille des gouttes du nuage peut aboutir à la formation de précipitations. Les grosses gouttes formées, principalement par collision/coalescence, ont une masse assez élevée pour tomber, entraînant les plus petites gouttes sur leur passage.

L'ensemble de ces processus fait que seulement environ un nuage sur sept précipite [HEGG, 1991 *in* DESBOEUF, 2001, p. 8]. Les nuages qui ne donnent pas de précipitation s'évaporent complètement. JUNGE [1964 *in* DESBOEUF, 2001, p. 7] estime que les gouttes d'eau ont une durée de vie de l'ordre de 30 min à 3 h avant évaporation selon le type de nuage considéré. Le nombre des cycles nuageux associé à la durée de vie d'un CCN est vraisemblablement de l'ordre de 10 à 25 évaporations et condensations avant qu'un nuage ne disparaisse par précipitation.

Après évaporation, les gaz et les particules piégés sont libérés dans l'atmosphère. Les espèces dissoutes ou formées par réactions chimiques dans la goutte, précipitent sur l'aérosol lors de l'évaporation, ce qui a pour effet de modifier la masse et la surface des particules libérées. Les propriétés chimiques et physiques des aérosols libérés sont vraisemblablement très différentes de celles des particules initialement incorporées [PRUPPACHER et KLETT, 1997 *in* DESBOEUF, 2001, p. 8]. De même, suite aux diverses réactions chimiques ayant eu lieu dans la phase aqueuse, la composition gazeuse de l'atmosphère se trouve modifiée [par exemple GRAEDEL *et al.*, 1986 ; JACOB *et al.*, 1989 *in* DESBOEUF, 2001, p. 9].

3.3 Estimation du dépôt sec de composés oxy-azotés

Dans le cadre de cette thèse, nous nous sommes orientés vers l'étude des oxydes d'azote. Ces derniers sont corrélés au trafic, tous types de véhicules (VL ou PL), de motorisation (essence ou diesel) et de génération confondus. Ils ont d'autre part un effet environnemental probable à l'échelle des vallées. Toutefois, ces dernières sont peu propices à la dispersion rapide des polluants. Or, le volet de cette synthèse consacré à la dispersion a montré que les NO_x sont très réactifs dans l'atmosphère. Ce qui fait que les réactions chimiques s'enchaînent avant que les composés azotés produits ne migrent vers d'autres régions ou ne se déposent. Ainsi, il apparaît essentiel d'estimer les teneurs de l'ensemble des composés azotés, pas uniquement celles de NO_2 .

Remarque importante

Les dépôts d'azote oxydé sont issus de la famille des NO_x , composés oxy-azotés (parfois dénommés nitroxydes), très réactifs dans l'atmosphère. Mais, une autre famille de dépôts azotés contribue tout autant aux dépôts azotés totaux. Il s'agit des dépôts d'azote réduit issus de la famille de l'ammoniac NH_3 , éléments peu réactifs de l'atmosphère [CEE-NU, 2001c, p. 1]. L'origine des espèces d'azote réduit est essentiellement agricole. Ainsi, il importe de rappeler que notre champ d'étude est celui de la pollution automobile et donc celui des dépôts d'azote oxydé (oxy-azotés) qui ne constituent donc qu'une partie de l'ensemble des dépôts azotés.

Les processus de dépôts ont été décrits en détails. Le flux de dépôt sec constitue une partie des dépôts. Il est fonction de la concentration dans l'air et du coefficient de vélocité propre à chaque espèce. L'autre partie se fait sous forme humide, en relation avec la chimie multiphasique qui gouverne les gaz, l'eau et les aérosols atmosphériques.

Concentrations respectives des principaux composés azotés. – Le modèle de chimie atmosphérique développé par BEY [1997] permet d'estimer – pour un scénario rural – les concentrations respectives des principaux composés oxy-azotés (NO, NO₂, NO_x, PAN, HNO₃). Les composés ammoniacaux sont ignorés dans ce modèle. Ce modèle intègre les flux de radicaux et les transformations des précurseurs d'ozone : COV et NO_x mais aussi les processus nocturnes, moins bien connus que la chimie diurne. Ainsi, il permet d'estimer les concentrations de l'ensemble des espèces oxy-azotées et définit ainsi des rapports entre leurs différentes concentrations. Connaissant les concentrations en NO₂, il devient possible d'estimer celles des autres éléments. Les dépôts azotés totaux sont estimés sur les bases suivantes :

Composés	nuit	jour	24 heures
PAN	6,5%	15%	11%
HNO ₃	8%	25%	16,5%
NO	<1%	7%	4%
NO ₂	65%	30%	47,5%

Tableau 19 : Contributions des principaux NO_y à la concentration diurne et nocturne totale en NO_y [BEY, 1997, p. 175]

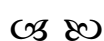
En se basant sur NO₂, on a pour 1 ppb de NO₂ : 0,35 ppb de HNO₃, 23 ppb de PAN et 0,08 ppb de NO.

Coefficients de vitesse utilisés pour chaque composé. – Les coefficients de vitesse (ou vitesse de dépôt) sont donnés en cm/s. Le flux de dépôt est estimé en multipliant cette vitesse par la concentration exprimée en molécules/cm³.

Composés	Vitesse de dépôt maximale (pendant la journée)	Vitesse de dépôt minimale (pendant la nuit)	Vitesse moyenne utilisée dans ce travail
SO ₂	0.58	0.11	
O ₃	0.65	0.12	
NO ₂	0.55	0.05	0.3 cm/s
NO	0.01	0.01	
HNO ₃	3.2	1.8	2,5 cm/s
H ₂ O ₂	0.8	0.17	
HCHO	0.6	0.05	
CH ₃ CHO	0.25	0.01	
CH ₃ OOH	0.45	0.04	
CH ₃ C(O)OOH	0.45	0.04	
PAN	0.38	0.04	0,21 cm/s
HONO	0.52	0.12	

Tableau 20 : Vitesses de dépôt obtenues pour l'ensemble des espèces pour le scénario rural [BEY, 1997, p. 111]

De cette façon, il est possible de proposer une estimation de la valeur de dépôt sec des composés oxy-azotés.



Ce premier chapitre, un peu long, est nécessaire car la pollution automobile est un sujet complexe. Il fait appel à des connaissances de diverses disciplines dont il est important de disposer pour permettre une réflexion relativement autonome et réaliste. De nombreuses simplifications sont véhiculées par des présentations trop succinctes.

Nous avons commencé par traiter des émissions : les principaux polluants, les unités de mesures, la part de la pollution automobile dans les émissions totales, les facteurs influençant ces émissions, notamment le parc automobile, la mesure des émissions unitaires, les émissions « naturelles », les cycles et les échelles de pollution. L'étude des oxydes d'azotes a été privilégiée pour l'importance de la contribution des transports routiers aux émissions, pour ses effets sur l'environnement et les échelles spatio-temporelles correspondant aux sites d'étude.

Dans le second volet, nous avons rappelé les principaux mécanismes commandant la dispersion : météorologie (et ses spécificités montagnardes) et processus physico-chimiques (forte réactivité des oxydes d'azote, transport ou dépôt sous d'autres formes).

Enfin, les processus de dépôt sec et humide ont fait l'objet du dernier volet. Un point spécial a été consacré à la question de l'estimation des différentes espèces azotées.

Notons que chaque thématique abordée aurait mérité davantage de développements car la pollution est un thème pour lequel presque chaque affirmation doit être nuancée tant les interactions entre de nombreux processus sont nombreuses et les incertitudes encore grandes, notamment en ce qui concerne la mesure auquel est dédié le chapitre suivant.

**PROCOLES DE
MESURES ET VALIDATION
(VALLEES D'ASPE ET DE BIRIATOU)**

La première partie de cette thèse a mis en évidence la complexité du problème de l'incidence de la pollution des transports routiers sur les écosystèmes de montagne ; de nombreux aspects liés à cette problématique ont été abordés, d'autres ont été écartés. C'est le cas du système français de surveillance de la qualité de l'air.

A l'échelle nationale, l'ADEME assure une mission de coordination technique de la surveillance de l'air, de gestion des fonds destinés à cette surveillance et élabore des protocoles d'acquisition et d'échanges de données issues des réseaux de mesures : ces dernières sont centralisées et gérées au sein de la Base de Donnée sur la Qualité de l'Air (la BDQA) [ADEME, 2001, pp. 14-20]. Localement, la mesure de la qualité de l'air est assurée par le réseau des AASQA (Association Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air). Regroupées au sein de la fédération ATMO, ces 39 associations reçoivent le soutien technique du Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA). Depuis

1995, les données récoltées permettent d'informer le grand public grâce à un indicateur synthétique de la qualité de l'air : l'indice ATMO [GARCIA et COLOSIO, 2001, p. 46].

Des disparités très fortes existent entre les régions : dans certaines, les structures sont anciennes. Elles disposent alors – en général – d'un nombre de capteurs plus important, d'une longue expérience et de ressources humaines. L'Aquitaine fait partie des dernières régions à s'être dotée d'une structure de surveillance : AIRAQ (Association pour la surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine). Née dans les années 1990, son réseau d'analyseurs doit encore être développé.

En 2000, le parc des analyseurs comptait, pour la France, 560 machines pour la mesure du dioxyde de soufre, 471 pour les oxydes d'azotes, 353 pour l'ozone, 400 pour les particules et les fumées noires, 61 pour les hydrocarbures totaux, 22 pour le plomb et 120 pour les oxydes de carbones [ADEME, 2001, pp. 22]. Ce parc se concentre essentiellement en milieu urbain, dans les grandes agglomérations et les principales villes régionales. Le réseau s'étoffe cependant peu à peu dans les espaces périurbains et ruraux. Le maillage reste toutefois beaucoup trop lâche par rapport à nos propres besoins, ce qui explique que nous soyons obligés de réaliser nos propres mesures, avec le contrôle de spécialistes. Si cela pose certaines difficultés, l'avantage est de pouvoir mettre en place un protocole intégrant dès sa conception les contraintes de la recherche en géographie.

Ce chapitre est consacré à la description de la phase d'acquisition des données : description du protocole de mesure visant à quantifier la pollution émise par les véhicules, description des appareils, validation des mesures obtenues. Parallèlement, d'autres données sont nécessaires à nos travaux comme les données du trafic et les données météorologiques par exemple. Si nous avons complété le dispositif de mesure de la pollution par la mise en place d'une station météorologique (cf. § 1.3.4 Mesures météorologiques, p. 161), nous avons également besoin des données fournies par les AUTOROUTES DU SUD DE LA FRANCE (ASF) et la Direction Départementale de l'Équipement (DDE) pour les données de trafic, METEO-FRANCE et AIRAQ pour des compléments de données météorologiques et sur la qualité de l'air à l'échelle régionale.

La genèse des données qui constituent la base de l'étude est une étape primordiale. Elle apporte les informations garantissant la transparence vis-à-vis des valeurs utilisées (possibilités de contrôle) et permet de juger de la qualité et du soin porté. N'étant pas spécialistes de la métrologie, il est nécessaire de donner suffisamment de détails pour asseoir le travail ultérieur sur des bases bien précisées, permettre les vérifications afin de disposer d'un minimum de crédit auprès des autres disciplines. Du coup, l'approche géographique que nous revendiquons ne sera véritablement au cœur de la réflexion que dans les parties suivantes.

Pour l'heure, la présentation du protocole de mesures et de validation des données de base s'articule en quatre sous-parties : la justification des choix, la description des campagnes de terrain et des procédés analytiques utilisés, les données fournies auprès d'autres organismes.

1 *Les campagnes de terrain*

1.1 Les sites étudiés

Dans la partie consacrée à la méthodologie de ce travail, en introduction, nous avons déjà évoqué ce qui avait guidé le choix de nos terrains d'étude : l'idée centrale est de comparer deux vallées aux caractéristiques différentes. Dans l'optique d'une approche comparative, deux terrains d'étude pyrénéens ont été choisis : les vallées de Biriadou (passage basque) et d'Aspe (passage centre-ouest).

1.1.1 *Deux types de vallées*

La vallée d'Aspe (Somport) et le secteur de Biriadou présentent des caractéristiques assez éloignées. Dans le secteur de Biriadou, à l'extrémité ouest de la chaîne pyrénéenne (Pays basque), l'autoroute A63 traverse un site de moyennes montagnes. Un important trafic de poids lourds transite par le poste frontière de Biriadou : en 2000, 7604 poids lourds en moyenne sont passés chaque jour. C'est plus de 2,5 fois plus qu'en 1989 [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2000, p. 44]. Il s'agit donc d'un secteur aux caractéristiques montagnardes peu marquées mais affecté d'un trafic très important et en forte progression.

La vallée d'Aspe constitue le second site. La route nationale RN134 remonte cette vallée encaissée jusqu'au col du Somport (1632 m). Le trafic poids lourds actuel qui traverse la frontière est relativement faible : 128 PL en moyenne journalière pour 1998 [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2000, p. 43], mais ce trafic est susceptible de s'intensifier fortement après ouverture du tunnel du Somport⁹⁸. La vallée d'Aspe présente donc une situation que l'on peut considérer comme l'opposée de celle de Biriadou : un système très montagnard affecté d'un trafic encore faible mais appelé à augmenter. Pour la vallée d'Aspe, le travail entrepris constitue également un état zéro avant l'ouverture du tunnel. Ces deux sites offrent des caractéristiques contrastées, tout en

⁹⁸ Le tunnel du Somport a été conçu pour permettre « *le transit d'un million de poids lourds par an et d'un million de véhicules légers, sans le moindre bouchon* » [ETIENNE, 1991 in ETCHELECOU, 1995, p. 58], mais les accès ne sont pas, actuellement, aménagés pour permettre le passage d'un tel flux.

étant relativement proche (conditions climatiques « atlantiques »), susceptibles de servir de support à notre démonstration.

1.1.2 Pour chaque vallée, deux sites de mesure aux caractéristiques différentes

Les campagnes de mesure ont été organisées autour de deux pôles pour chaque vallée.

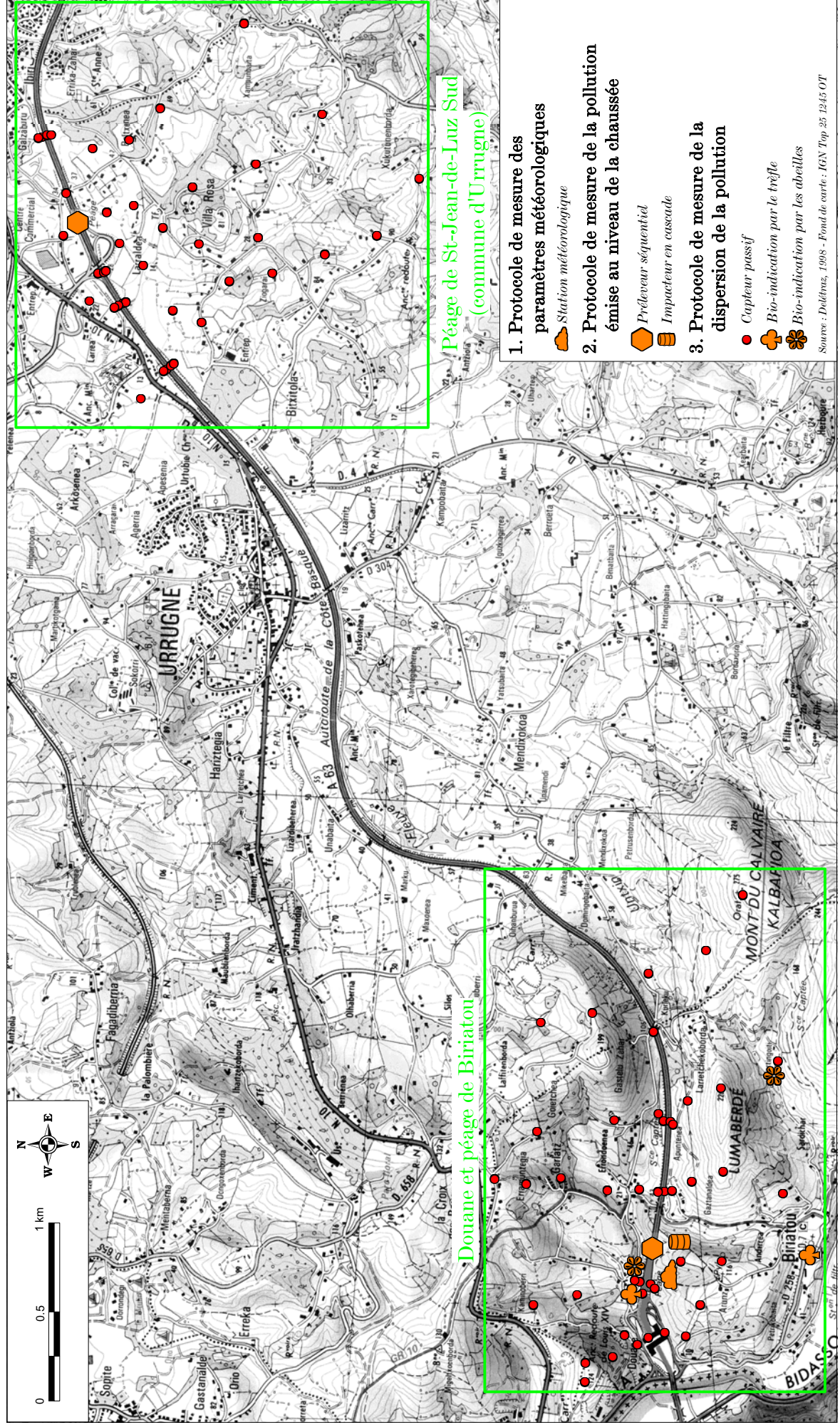
Pour le secteur de Biriadou (cf. Carte 3). – Le trafic de l'A63 peut être considéré comme captif entre la sortie de Saint-Jean-de-Luz Sud et la barrière de péage de Biriadou (plateforme intégrant également le poste de douane). Ces deux sites, distants de 7 km, offrent des caractéristiques différentes : (a) la barrière de péage de Biriadou est considérée comme une zone de pollution « maximum » car l'ensemble des véhicules est contraint de freiner, tourner au ralenti, accélérer voire démarrer s'il y a eu arrêt, une première fois au niveau du péage autoroutier puis au niveau de la douane ; le tout se situe au pied d'une côte affectée d'une pente relativement forte (au moins 6 %) sur près d'un kilomètre ; (b) la sortie de Saint-Jean-de-Luz Sud est située à 7 km à l'Est de Biriadou, sur la commune d'Urrugne. Cette zone, affectée par le même trafic que Biriadou, est considérée comme une zone de pollution stabilisée puisqu'il s'agit d'une zone de roulage : sur la chaussée plane, les véhicules sont déjà lancés.

Pour la vallée d'Aspe (cf. Carte 4). – La situation est différente. Le trafic diminue au fur et à mesure que l'on monte dans la vallée. Il est apparu important d'étudier ces deux configurations. Moins concentrés qu'à Biriadou, deux pôles sont cependant clairement identifiés : la haute vallée, centrée sur le village d'Urdo et la basse vallée, centrée sur celui de Sarrance. Dans ce cas, il ne s'agit pas de comparer un site de pollution « maximum » et un site de pollution « stabilisée » mais d'étudier l'influence des variations climatologiques et topographiques sur nos résultats.

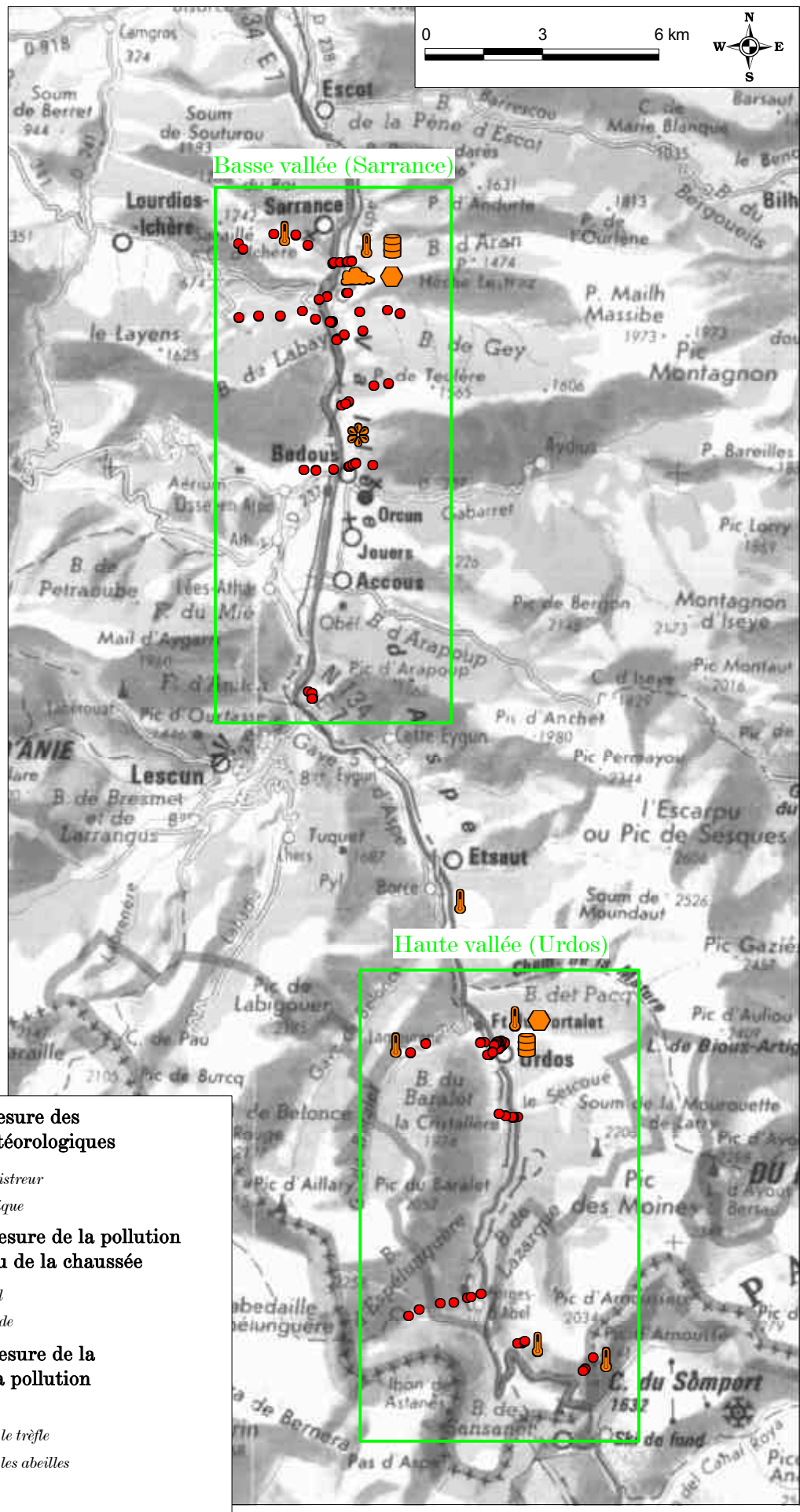
Les mesures effectuées au niveau de la chaussée ne peuvent que très difficilement se faire en rase campagne car le matériel utilisé nécessite de l'électricité, une ligne téléphonique et un emplacement protégé (au moins de façon symbolique, par une barrière par exemple). Il a donc fallu choisir les emplacements en fonction de ces critères. De la même façon, les capteurs passifs installés dans les écosystèmes situés à proximité de la route devaient être relativement accessibles.

Ce sont les exigences méthodologiques et les contraintes matérielles qui ont déterminé la localisation des appareillages.

Carte 3 : Le protocole de mesure de la pollution automobile à Biriatoú



Carte 4 : Le protocole de mesure de la pollution automobile en vallée d'Aspe



1.2 Les polluants mesurés

Les polluants mesurés répondent à trois critères : être bien corrélés au trafic, avoir un impact environnemental avéré ou supposé et correspondre aux possibilités techniques et matérielles dont nous disposons.

Remarque importante

Dans le cadre du programme Ecosystèmes-Transports-Pollutions, les mesures de terrain ont porté sur un éventail plus large de polluants que le dioxyde d'azote sur lequel se concentre cette thèse. Toutefois, nous nous sommes engagés à présenter l'ensemble des protocoles des mesures physico-chimiques. Les résultats sont présentés dans l'Annexe 16.

Le dioxyde d'azote (NO₂). – Les NO_x (oxydes d'azote) sont les meilleurs traceurs de la pollution automobile ; parmi eux, le NO₂ est le plus aisé à mesurer. Le dioxyde d'azote contribue aux dépôts azotés qui sont aujourd'hui les principaux responsables de l'acidification et de l'eutrophisation des eaux et des sols. Les travaux des biologistes concernant l'impact du dépôt de composés azotés font état d'une véritable menace tant à l'échelle locale que continentale du fait du transport transfrontière des polluants [VITOUSEK *et al.*, 1997 ; MANSFIELD *et al.*, 1998]. Les émissions liées aux transports routiers représentent, pour 1998, 48 % des émissions totales à l'échelle nationale [CITEPA, 1999, p. 30], et vraisemblablement beaucoup plus à l'échelle des vallées étudiées (le trafic y constitue la principale source d'émission).

Les particules. – Leur mesure est importante vis-à-vis du trafic poids lourd. Ces derniers fonctionnent au diesel, type de motorisation responsable de la très grande majorité des émissions de particules. Les particules sont dangereuses du fait de leur effet colmatant, et parce qu'elles sont le support d'autres polluants comme les HAP et les métaux lourds.

Les métaux lourds (plomb, zinc, cadmium). – Ils sont contenus dans les particules : le plomb, contenu dans l'essence « plombée » reste un bon traceur de la pollution automobile malgré le renouvellement du parc. Le zinc et le cadmium sont produits par l'usure des pièces mécaniques, galvanisées, des pneumatiques et sont contenus dans certains lubrifiants. Ces polluants s'accumulent dans l'écosystème et, au delà de certains seuils – variables selon les métaux et les organismes vivants –, ils deviennent toxiques.

Les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques). – Ils sont contenus dans les particules : les HAP s'adsorbent sur les particules, et notamment les particules diesel dont on peut donc considérer qu'ils sont de bons traceurs. Il est également intéressant de

disposer de mesure sur les quantités émises puisque ces substances sont dangereuses (cancérogènes).

Les BTX (Benzène-Toluène-Xylène). – Ce sont également des hydrocarbures. Ce sont les principaux COV (Composés Organiques Volatils) émis par la circulation automobile, surtout depuis leur utilisation comme antidétonant en remplacement du plomb. Il s'agit également de substances dangereuses (cancérogènes, notamment le benzène).

1.3 Protocole de mesure et métrologie

1.3.1 Une philosophie géographique : intégrer différents niveaux d'échelles

Notre objectif est la mise en place d'un protocole de mesure qui permette de multiplier les comparaisons. Avec plusieurs emboîtements d'échelles, l'appréhension du problème à différents niveaux d'approche doit permettre d'éviter de focaliser sur un seul niveau d'échelle et d'évacuer de fait certains pans liés à la question de la pollution routière en montagne. (Notons que l'échelon mondial, non pris en compte directement, est intégré à travers la bibliographie et les travaux consacrés au « global change »).

A l'échelle nationale. – Bien que cela dépasse le simple cadre de cette thèse, rappelons que le protocole mis au point à Biriadou (première campagne) a été reproduit, dans le cadre du programme de recherche Ecosystèmes-Transports-Pollutions, dans les Alpes (vallée de la Maurienne, et partiellement à Chamonix).

A l'échelle du massif. – Les deux vallées pyrénéennes présentent des spécificités très différentes mais restent proches du point de vue de l'aire climatique (climat atlantique).

A l'échelle des vallées. – Le protocole de mesure prévoit, pour chaque campagne de mesure, une organisation bi-polaire du réseau de mesure afin de couvrir deux situations éloignées : (a) pollution « maximum » (péage de Biriadou) / pollution « stabilisée » (Sortie Saint-Jean-de-Luz Sud – Urrugne) d'un même trafic captif pour le passage Basque ; (b) basse vallée (Sarrance : trafic plus intense, site plus ouvert, altitude plus basse) / haute vallée (Urdoas : trafic moins intense, site plus encaissé, altitude plus haute) pour la vallée d'Aspe.

A l'échelle des deux pôles de mesures. – Sur chaque site nous avons travaillé deux aspects de la pollution atmosphérique : les concentrations de polluants au niveau de la chaussée et la dispersion de la pollution (NO₂) dans la campagne environnante.

Ainsi, deux types de mesures doivent être distingués : les mesures effectuées au niveau de la chaussée et celles effectuées dans l'environnement proche. Pour chacune d'elles, on

évoquera successivement le matériel utilisé, son fonctionnement, les caractéristiques de l'emplacement choisi. Les deux campagnes de terrains se sont déroulées successivement.

1.3.2 Mesures au niveau de la chaussée

Les concentrations mesurées au bord de la chaussée donnent une idée assez précise de la pollution émise par les véhicules, même s'il ne s'agit que d'une estimation des quantités de polluants injectés dans le milieu par les véhicules circulant sur la route.

1.3.2.1 Appareils utilisés et fonctionnement

Au bord de la chaussée, deux types d'appareils ont été utilisés : deux préleveurs séquentiels et un impacteur en cascade. Les premiers permettent de mesurer les concentrations en dioxyde d'azote, en BTX, en HAP et les fumées noires. L'impacteur en cascade permet de travailler sur la granulométrie des particules.

1.3.2.1.1 Les préleveurs séquentiels

Les préleveurs séquentiels permettent d'effectuer des prélèvements selon des séquences d'exposition déterminées par l'utilisateur. Les supports de prélèvements varient selon les polluants : filtres en cellulose pour le dioxyde d'azote, filtres en fibre de verre pour les poussières et les HAP, cartouche de charbon actif pour les BTX. La durée du prélèvement est choisie en fonction des teneurs en présence et de l'autonomie de l'appareil⁹⁹. Les échantillons recueillis sont analysés plus tard, au laboratoire.

1.3.2.1.1.1 Fonctionnement de l'appareil

La Figure 14 illustre le fonctionnement d'un préleveur séquentiel. Les mesures sont basées sur un système de pompes reliées à des compteurs. Ce système permet de connaître le volume d'air correspondant à la quantité de polluant échantillonnée sur les différents supports et donc, de calculer une concentration. Le volume pompé est fonction du type de polluant et des méthodes analytiques. Le débit est généralement fixé par une norme.

Une horloge permet de commander une vanne de distribution. De fait, ayant opté pour des mesures journalières (séquences de prélèvement de 24 heures), la vanne assure la passage du flux d'air pompé d'un filtre à l'autre chaque jour à minuit.

⁹⁹ Avec 8 porte-filtres et une durée de prélèvement de 24 heures (mesures quotidiennes), la maintenance doit avoir lieu une fois par semaine. Si les durées d'expositions sont plus courtes, elle aura lieu plus fréquemment. L'autonomie est de 7 mesures (quelle que soit la durée de l'échantillonnage) : le huitième filtre étant réservé au prélèvement en cours au moment du travail de maintenance.

1.3.2.1.1.2 Mesures effectuées

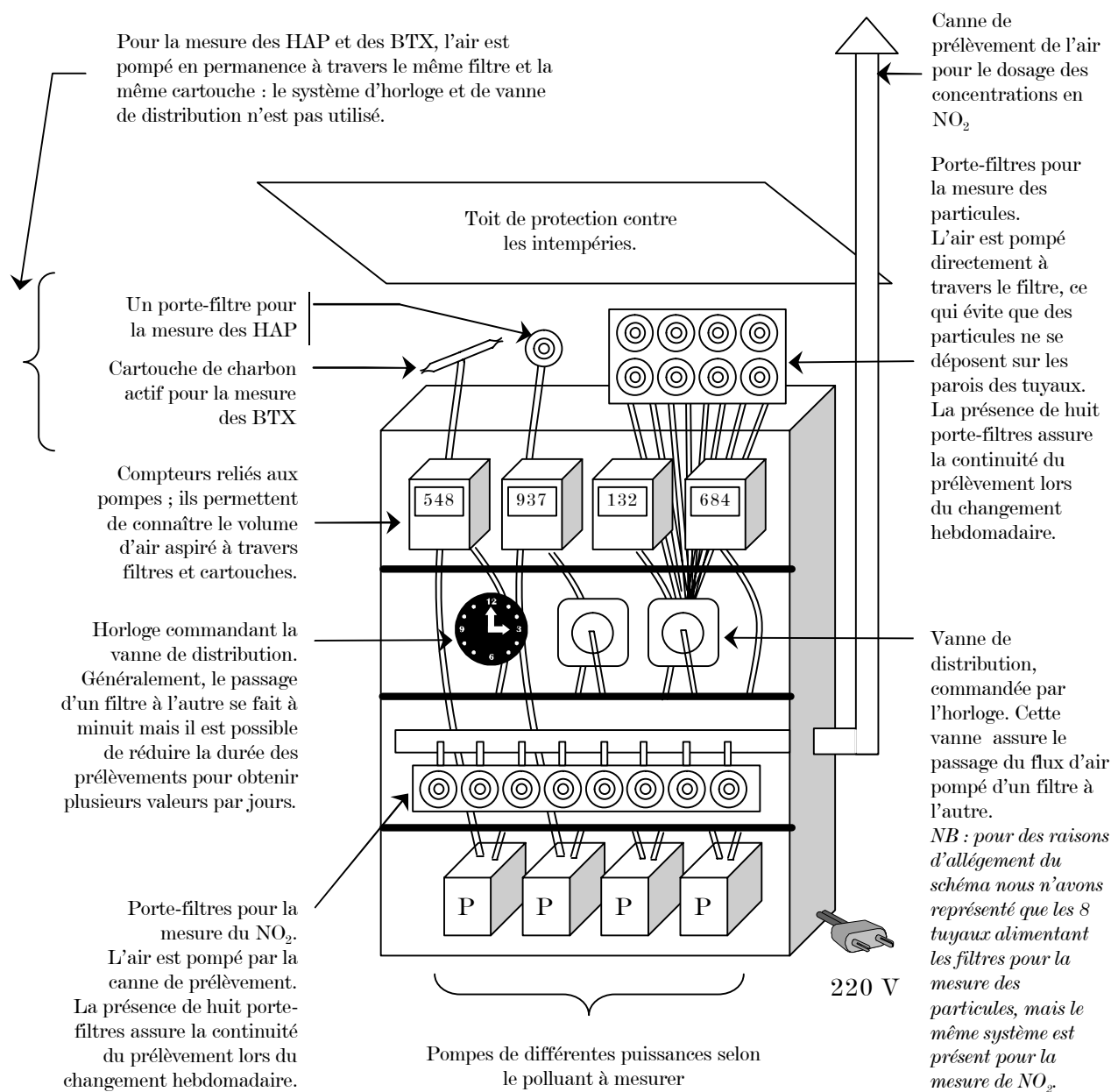
Les préleveurs séquentiels utilisés permettent d'effectuer 4 types de prélèvements (cf. Figure 15) : mesures des concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) sur 24 heures ; fumées noires et 3 métaux lourds sur 24 heures pour l'étude des particules ; BTX sur 3 semaines et HAP sur une semaine.

Le dioxyde d'azote est fixé sur 2 filtres en cellulose imbibés d'un adsorbant adapté à ce polluant : le triéthanolamine (ou TEA). Placés dans des porte-filtres reliés au système pompe/compteur, un flux d'air prélevé par la canne de prélèvement passe à travers ces deux filtres qui piègent le NO_2 . Toutes les 24 heures, à minuit, l'horloge commande à la vanne de distribution le basculement du flux d'air d'un couple de filtres à l'autre.

Les particules sont fixées sur un filtre en fibre de verre. Les porte-filtres sont placés à l'extérieur afin d'éviter que l'air ne passe à travers des tuyaux, ce qui perturberait le dépôt des particules (dépôt de matière dans les tuyaux). Exposés 24 heures, la bascule entre les filtres fonctionne comme pour le NO_2 .

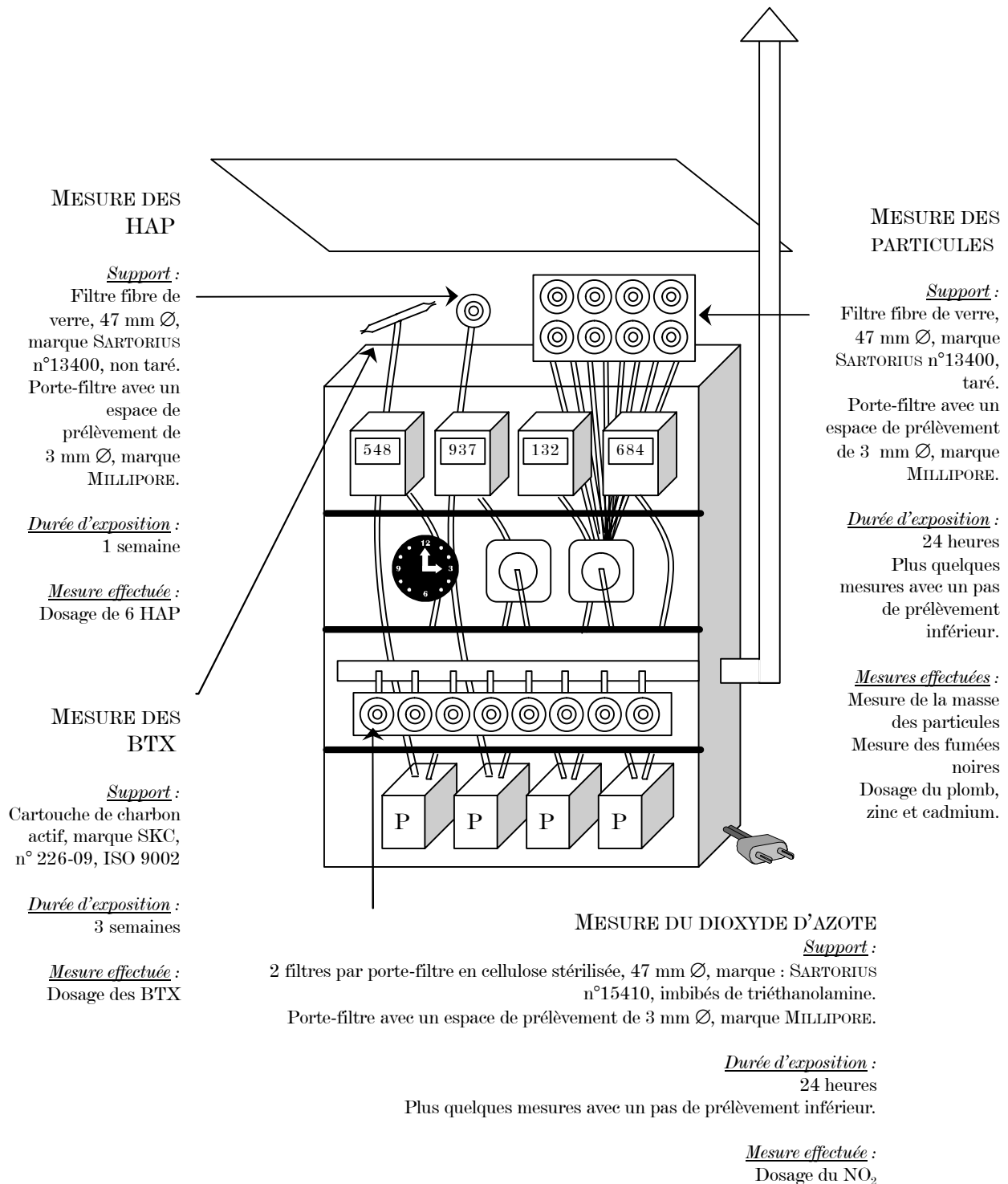
Enfin, les prélèvements pour les BTX et les HAP sont plus simples car la durée d'exposition est plus longue (3 semaines pour les BTX, 1 semaine pour les HAP) et ne nécessite donc pas de système de bascule du flux d'air ; ce dernier passe en permanence à travers le même support.

Figure 14 : Fonctionnement des préleveurs séquentiels¹⁰⁰



¹⁰⁰ Les figures concernant le protocole de mesure ont été présentées pour la première fois dans le cadre du colloque « Les effets de diffusion spatiale des autoroutes. Recherche d'indicateurs permanents », IRSAM : Observatoire de l'environnement économique et écologique de l'autoroute A64, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 17-18 septembre 1998 [DELETRAZ, 1998].

Figure 15 : Mesures effectuées avec les préleveurs séquentiels



1.3.2.1.2 L'impacteur en cascade



Photo : GRASEBY ANDERSEN, n.d., p. 7

Figure 16 : Modèle « Andersen 1 AFPM non-viable ambient particle sizing samplers » de la marque ANDERSEN.

L'impacteur en cascade (cf. Figure 16) est un appareil qui permet de mesurer la masse des particules par classes granulométriques. Le principe est le suivant : l'appareil dispose de huit étages, huit plaques d'impaction. L'air est pompé par le bas : les particules les plus grosses, du fait de leur inertie, s'impactent sur la plaque alors que les plus fines passent dans le flux d'air, vers l'étage inférieur et ainsi de suite (cf. Figure 17).

Le tri suivant s'opère :

- Etage 0 : 9 à 10 μm
- Etage 1 : 5,8 à 9 μm
- Etage 2 : 4,7 à 5,8 μm
- Etage 3 : 3,3 à 4,7 μm
- Etage 4 : 2,1 à 3,3 μm
- Etage 5 : 1,1 à 2,1 μm
- Etage 6 : 0,65 à 1,1 μm
- Etage 7 : 0,43 à 0,65 μm

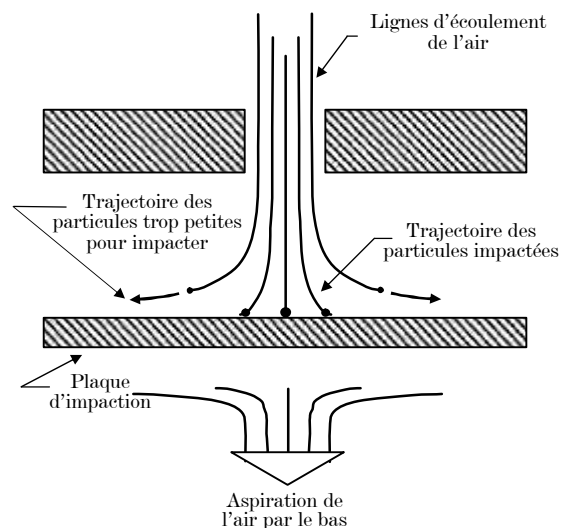


Figure 17 : Schéma d'un étage d'impaction [d'après GRASEBY ANDERSEN, n.d., p. 14]

Cet appareil a permis de procéder à deux types de mesures : la masse des particules et la quantité de HAP selon la granulométrie des particules.

1.3.2.1.2.1 Masse des particules selon la granulométrie

Support : 8 filtres en fibre de verre, découpés manuellement aux bonnes dimensions, marque SARTORIUS, tarés.

Durée d'exposition : 1 mois

Mesure effectuée : Mesure de la masse des particules pour chaque étage.

1.3.2.1.2.2 Quantité de HAP selon la granulométrie

Support : Plaques d'impaction enduites d'une substance collante et inerte, l'ANTIFOAM A.

Durée d'exposition : 1 mois

Mesure effectuée : Dosage des 6 HAP pour chaque étage.

1.3.2.2 Emplacement

Pour le passage Basque, les deux préleveurs séquentiels ont été placés entre les deux voies : sur une passerelle au péage de Saint-Jean-de-Luz Sud et sur un portique à Biriadou, tous deux au dessus de la chaussée (cf. Photo 2, p. 55). Le dispositif de mesure de la pollution émise au niveau de la chaussée est complété par l'impacteur en cascade.

Ce protocole de mesure n'aurait pu être mis en place sans l'aval des AUTOROUTES DU SUD DE LA FRANCE (ASF) qui nous ont permis l'accès à la passerelle et au portique où sont installés les préleveurs séquentiels et l'impacteur en cascade, mais aussi aux toits de leur bâtiment à Biriadou, où le personnel a accepté la présence de deux ruches et de plantations de trèfles¹⁰¹, ainsi que l'installation de capteurs passifs le long des voies de circulation. Sans cet accord des ASF, notre protocole de mesure aurait fatalement été moins pertinent.

En vallée d'Aspe, les deux préleveurs séquentiels ont été installés dans deux jardins jouxtant la route nationale 134. Le premier à Sarrance, le second à Urdos. Celui de la basse vallée (Sarrance) était installé dans le jardin de la cure, à la sortie amont du village, sur une ligne droite (zone d'accélération) très ouverte d'un point de vue topographique et du bâti (zone de pâturage hormis la cure et une petite maison, cf. Photo 5). Le second, pour la haute vallée (Urdos) se situait plus dans le village, dans un jardin surplombant la route (cette dernière se situe à 2,25 m en contrebas du jardin, ce qui place la tête de prélèvement à 4,25 m environ de la chaussée, cf. Photo 4). C'est une zone de ralentissement du trafic car il s'agit d'une traversée de village, dont la route est relativement pentue, étroite et sinueuse. De plus, cet emplacement faisait quasiment face au poste de douane, toujours en activité et très près de la gendarmerie. Au même endroit, un système de caméra a enregistré en continu le trafic pendant 40 jours (mai-juin 1999) afin de travailler sur le flux de poids lourds transportant des matières dangereuses.

¹⁰¹ Nous avons effectué quelques essais de bio-indication de l'ozone (O₃) par le trèfle et quelques expériences sur l'abeille, cette dernière étant envisagée comme un concentrateur de pollution. Son intérêt est lié au fait que la très grande majorité du temps, les abeilles butinent dans un rayon de 2 km autour de la ruche, donc 2 km autour de l'autoroute si la ruche est placée à son niveau (une seconde ruche, plus éloignée, faisant office de témoin). Non directement intégrés à la thèse, des pistes intéressantes sont apparues à l'issue de ces essais. Elles ont été évoquées dans le rapport de synthèse du programme ETP [ETCHELECOU *et al.*, 2001].



Photo : G. Delétraz

Photo 4 : Emplacement du préleveur séquentiel d'Urdois



Photo : G. Delétraz

Photo 5 : Gros plan sur le préleveur séquentiel de Sarrance

1.3.3 Mesures dans les écosystèmes de proximité

Le second volet du protocole de mesure mis en place concerne la mesure du dioxyde d'azote (NO_2) dans l'environnement situé à proximité de la route. Il a pour objectif de permettre de travailler sur la dispersion de la pollution. Nous avons opté pour un maillage de capteurs passifs. Les avantages de ces capteurs sont nombreux : légers, autonomes, d'un faible coût de revient, ils permettent une multiplication des points de mesure. La mesure est obtenue par fixation du dioxyde d'azote sur deux filtres imbibés de triéthanolamine (norme NF X 43-015). D'un point de vue chimique, la mesure repose sur le même procédé que celui des préleveurs séquentiels, à la différence que dans ce second cas, on ignore la quantité d'air « passée » sur le filtre. Il s'agit donc, comme son nom l'indique, d'une mesure passive. Les mesures sont exprimées en $\text{kg NO}_2/\text{ha}/\text{an}$. Chaque campagne de mesure compte 18 à 20 séries de valeurs hebdomadaires pour environ 80 capteurs par site. Les variations sont liées au vandalisme.

Enfin, des plaquettes de dépôts pour la mesure des retombées atmosphériques ont été installées pour donner des indications sur la dispersion des particules et des polluants qu'elles contiennent.

1.3.3.1 Appareils utilisés et fonctionnement

1.3.3.1.1 Principe général de la mesure passive

S'il existe différents types de capteurs passifs, tous sont basés sur le même principe : celui de la fixation passive des polluants sur un adsorbant (spécifique à chacun d'entre eux). Il s'agit donc de supports capables de piéger la pollution. Ces derniers sont laissés à « l'air libre » : il n'y a pas de compteur permettant de connaître le flux d'air ayant été en contact avec l'absorbant. Le polluant est transporté dans l'air, jusqu'au support fixateur, par diffusion moléculaire (loi de FICK) jusqu'à l'absorbant où il est retenu pour être mesuré ultérieurement selon les techniques adaptées [ATKINS, 1990, p. 37-38].

Les deux types d'échantillonneurs passifs les plus courants sont les « tubes » (ouverture étroite, zone de diffusion longue) et les « badges » (ouverture large, zone de diffusion courte, membrane de protection) ; cf. Figure 18. Il s'agit de réceptacles dont les dimensions sont connues et qui sont hermétiquement fermés par des capsules. Lors de la pause, une capsule est retirée. Le type badge est également parfois appelé « type perméable » car la diffusion se fait à travers une membrane [HANGARTNER *et al.*, 1995, p. 270]. D'autres systèmes ont été imaginés, comme des échantillonneurs « radiaux ». Le débit de diffusion par unité de temps dépend des dimensions du capteur et du coefficient de diffusion du polluant dans l'air, disponible dans les tables de constantes [ATKINS, 1990, p. 38]. La variation de la pression atmosphérique avec l'altitude ne nécessite pas l'application d'un facteur de correction aux résultats obtenus car l'influence de la pression sur les coefficients de diffusion et sur le volume des gaz sont inversement proportionnels [HANGARTNER *et al.*, 1995, p. 273 ; MARCOUX *et al.*, 1996, p. 7].

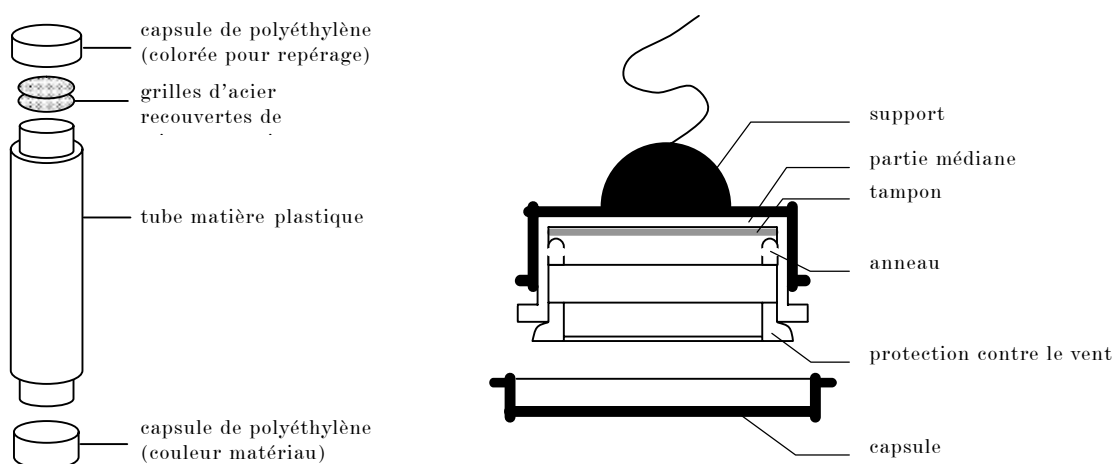


Figure 18 : Deux types de capteurs passifs – Le tube à diffusion passive pour dioxyde d'azote (NO_2) [ATKINS, 1990, p. 45] et le badge pour dioxyde de soufre (SO_2) et dioxyde d'azote (NO_2) [KROCHMAL *et* KALINA, 1997, p. 3474]

La méthode de mesure des retombées atmosphériques (particules) par plaquettes de dépôt constitue aussi un type de mesure passive (cf. normes NF X 43-007 en Annexe 1). Les retombées atmosphériques (tous types confondus) sont fixées sur la plaquette de dépôt enduite d'une substance collante et inactive à base de silicone (produit utilisé : ANTIFOAM A[®], marque SIGMA). Connaissant la surface de la plaquette et la durée d'exposition, la quantité de retombées atmosphériques est exprimée en g/m²/mois.

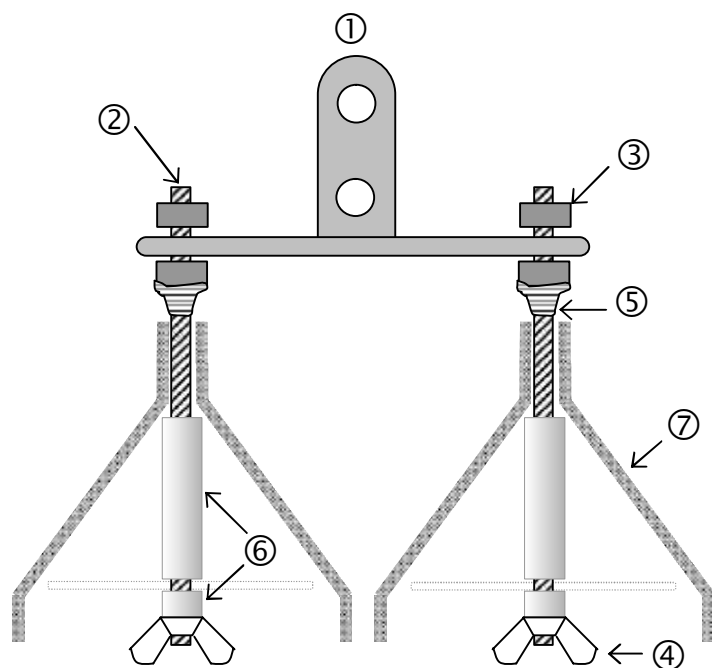
1.3.3.1.2 Caractéristiques des capteurs passifs ETP

L'Etablissement Public des Laboratoires Départementaux des Pyrénées-Atlantiques (EPLD 64, ex. C.D.E.R.E.) est un des plus anciens laboratoires de surveillance de la qualité de l'air. Il s'agit même de sa mission initiale puisque c'est la raison de sa création dans les années 1960 et de son implantation à LAGOR, village surplombant le bassin de LACQ, site d'exploitation de gaz naturel contenant une forte proportion de soufre ; exploitation industrielle qu'il s'agissait de contrôler. Jusqu'à la création de AIRAQ, l'EPLD 64 avait pour mission de surveiller la qualité de l'air du secteur. Depuis la naissance d'AIRAQ, le laboratoire poursuit son travail de surveillance dans le département des Pyrénées-Atlantiques pour le compte de l'association. Ainsi, le laboratoire et son personnel possèdent une grande expérience dans la métrologie de l'air et de la mesure passive entre autre. Jacques BONTE, directeur de cet organisme, a longtemps mené des recherches sur les effets de la pollution atmosphérique (et notamment les composés fluorés) sur la végétation [BONTE, 1986]. Sur la base d'un modèle mis au point par ce dernier pour la mesure passive du SO₂, nous avons donc élaboré nos propres capteurs passifs. Les caractéristiques des capteurs passifs, dits capteurs « ETP » sont décrites dans la Figure 19.

Deux raisons nous ont poussé à mettre au point des capteurs à deux filtres : il nous a semblé que nous diminuerions les variations de mesures en prenant la moyenne de deux capteurs et, cela nous permettait de respecter la norme NF X 43-015 dans laquelle un dosage est effectué pour deux filtres.

Ces capteurs sont placés sur un support en bois, (traité anti-parasite) à une hauteur de 1,5 m. Sur certains transects, des plaquettes de dépôt sont également installées. Ainsi, le dispositif maximum pouvant être fixé sur le support est le suivant : un capteur passif à deux filtres pour la mesure du dioxyde d'azote, une plaquette de dépôt pour la mesure des HAP et une plaquette de dépôt pour la mesure des métaux lourds (cf. Figure 20).

Figure 19 : Caractéristiques des capteurs passifs ETP



Légende : ① 1 té en acier, 8 cm de large, 4 cm de hauteur, percé \varnothing 6 mm 2 fois sur la hauteur (2,1 cm d'écart) et aux deux extrémités horizontales ; ② 2 tiges filetées en Inox, longueur 8,5 cm ; ③ 4 écrous \varnothing 6 mm ; ④ 2 écrous-papillons \varnothing 6 mm ; ⑤ Teflon ; ⑥ tuyaux plastiques, \varnothing adapté à la tige filetée, 2 morceaux d'une longueur de 35 mm et 2 morceaux de 5 mm ; ⑦ 2 entonnoirs en plastique, hauteur 6,8 cm, \varnothing 6,5 cm.

Ces capteurs passifs sont constitués d'un té sur lequel sont fixées deux tiges filetées. Sur ces tiges filetées, sont successivement enfilés : (a) un entonnoir en plastique pour protéger le filtre des intempéries ; sa partie haute est étanchéifiée par du Teflon, (b) un morceau de tube plastique (de type Cristal) permettant de caler le filtre imbibé de TEA, (c) un filtre en cellulose de 47 mm de diamètre, imbibé de TEA et percé en son centre par un trou de 6 mm de diamètre, (d) un second morceau de plastique, permettant de calibrer l'emplacement précis du filtre sous l'entonnoir (0,5 cm de l'extérieur) et d'éviter le constat avec l'écrou-papillon, (e) un écrou-papillon.

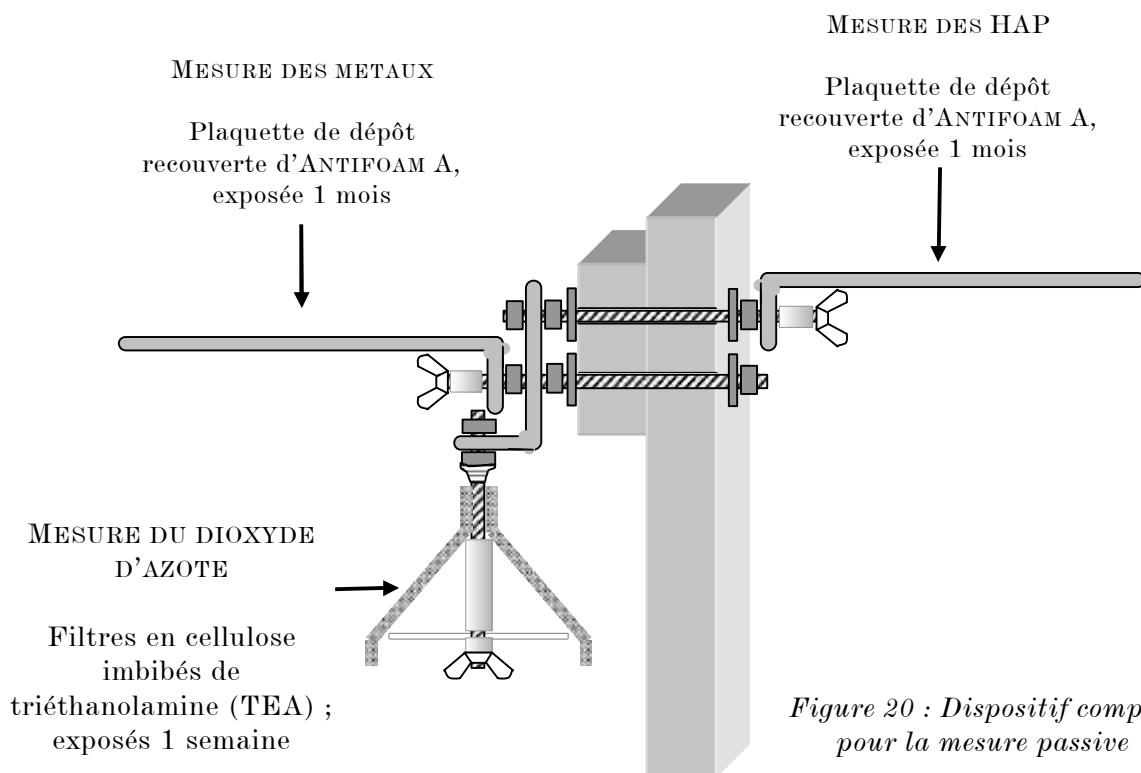
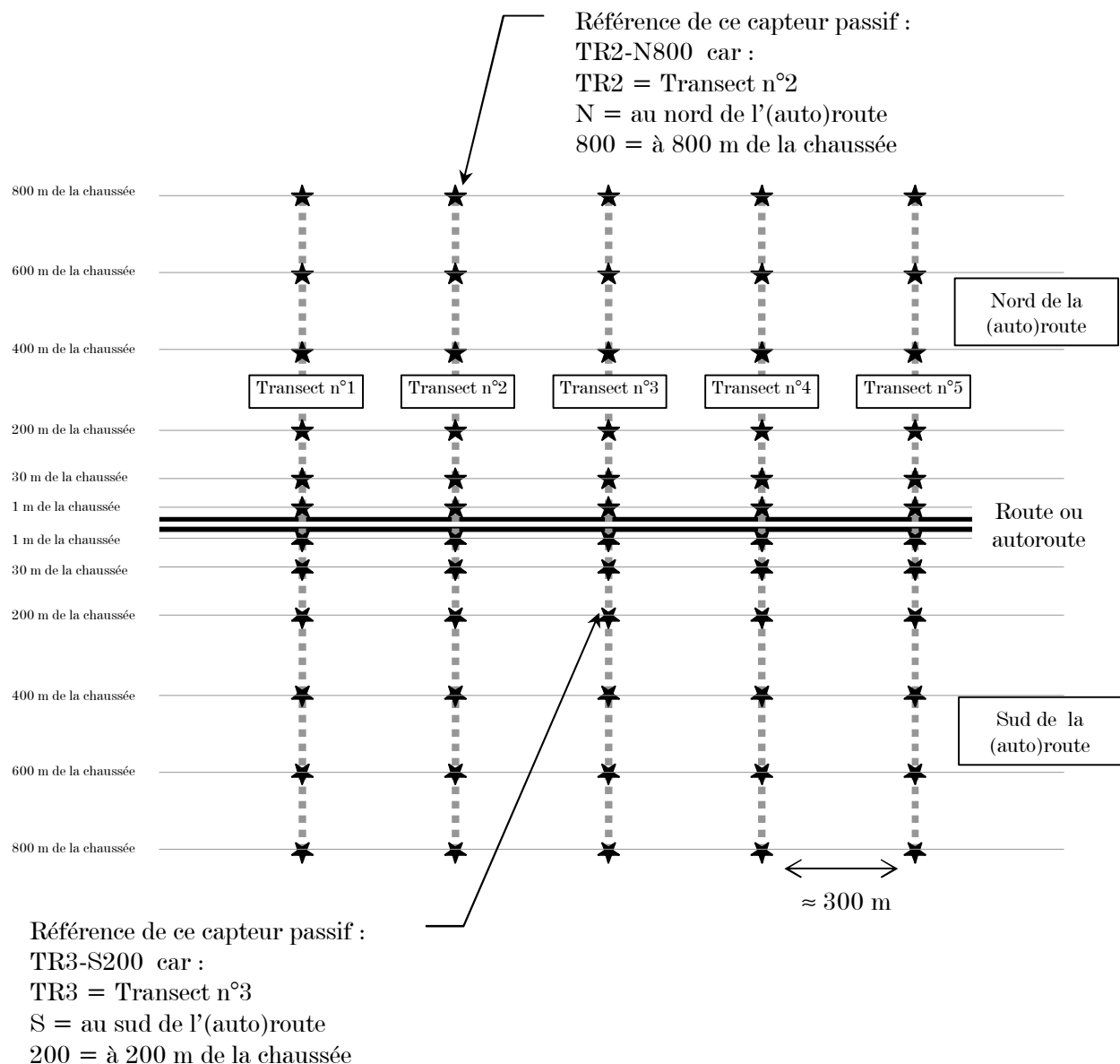


Figure 20 : Dispositif complet pour la mesure passive

1.3.3.2 Emplacement

Les capteurs passifs ont été disposés sur le terrain selon des transects préalablement établis à l'aide de cartes et photos aériennes. L'objectif est de travailler avec un maillage permettant ensuite une interpolation des valeurs entre les points de mesure. Selon la réalité du terrain (accessibilité, propriétaire récalcitrant) il n'a pas toujours été possible de respecter parfaitement ces transects. La Figure 21 illustre la matrice de base vers laquelle nous avons tendu et explique également comment a été conçu le référencement des capteurs.

Figure 21 : Trame de départ pour la répartition des capteurs passifs



Avant d'installer matériellement les capteurs, nous avons effectué une 1^{ère} campagne de reconnaissance (marquage à la bombe) des sites adéquats et de rencontre avec les

propriétaires et/ou utilisateurs afin d'obtenir leur accord. A toutes ces personnes, nous avons envoyé un courrier présentant succinctement le programme de recherche. Cette étape est importante car elle permet de limiter les risques de vandalisme et d'informer les habitants, souvent très intéressés. Nous avons subi peu de vandalisme à Biriadou, un peu plus en vallée d'Aspe.

Biriadou. – A la barrière de péage de Biriadou, les transects sont « symétriques » car de part et d'autre de l'A63. L'occupation du sol est de type rural. Sur la commune d'Urrugne (sortie de Saint-Jean-de-Luz Sud), au contraire, les transects sont fortement « dissymétriques » car au Nord-Nord-ouest de l'autoroute, les mesures auraient été parasitées par la présence de la RN10 et une occupation du sol de type périurbain (lotissements, centre commercial, petite industrie, artisanat) qui auraient rendu délicate l'interprétation des résultats. Les transects pour le site de Saint-Jean-de-Luz Sud se localisent donc en grande partie au Sud-Sud-Est de l'autoroute, en milieu rural. Pour ces raisons, les distances des capteurs à l'autoroute varient au maximum de 280 m côté Nord à 1700 m côté Sud.

Enfin, lors du séminaire de travail organisé à Pau les 10-11 juin 1998 sur l'avancement du programme ETP, les discussions ont mis en évidence l'intérêt d'ajouter un capteur à plus grande distance : 5 km de l'autoroute par exemple, dans le sens d'écoulement des vents d'ouest dominants [ROUL, 1998, p. 11]. Ce dernier a été installé début juillet, à l'écart des deux sites précédemment décrits.

La Carte 3 (p. 144) permet la localisation de l'ensemble du protocole de mesure mis en place à Biriadou, avec notamment 80 capteurs passifs (le nombre était plus important en début de campagne : 80 est le nombre de capteurs pour lesquels on dispose, après reconstitution de quelques valeurs manquantes, des séries de données complètes).

Vallée d'Aspe. – La situation est plus délicate en vallée d'Aspe où la topographie est plus marquée, le milieu moins homogène d'une manière générale et l'accessibilité souvent plus difficile. Pour ces raisons, l'écart au modèle de départ évoqué précédemment est plus important. Le maillage s'agence bien autour de deux pôles (haute et basse vallées) mais les transects sont beaucoup moins regroupés. Difficilement descriptibles, la Carte 4 est sans doute plus évocatrice que des descriptions compliquées. Notons simplement que les capteurs les plus éloignés se trouvent à 3000 mètres de la route. Au total, 85 capteurs ont été placés mais très régulièrement, des actes de vandalisme ont troublé l'unité de nos séries statistiques.

Les essais sur les abeilles devaient se poursuivre en vallée d'Aspe. Tout le protocole, revu et corrigé en fonction de notre expérience de l'année précédente, était programmé (collaboration engagée avec Mme SERVAJEAN de la société ENVIROTEST pour la mise en place de piège à abeilles mortes par exemple). Une ruche a été installée en avril 1999 afin de laisser un mois aux abeilles pour s'acclimater. Cette dernière a malheureusement été volée. Malgré la plainte portée au commissariat de police de Bedous, avec photo et numéro de la ruche pour l'identifier, elle n'a jamais été retrouvée et cet épisode marque la fin de nos expériences sur les abeilles.

1.3.4 Mesures météorologiques

Les données météorologiques ont été recueillies par le biais d'une station météorologique portable, modèle ENERCO 404, puis ENERCO 407. En vallée d'Aspe, ce protocole a été complété par l'installation de 7 thermomètres (modèle TESTOSTOR 175) qui nous ont permis d'étudier la stabilité atmosphérique. Deux stagiaires ont réalisé des études spécifiques sur les aspects météorologiques et leurs relations avec la pollution :

ROUL David, 1998, *Etude des conditions météorologiques de Biriadou - Analyse des paramètres météorologiques influençant les concentrations en polluants autour du site*, Rapport de stage de MST¹⁰² "Mesures et Traitement des Pollutions et Nuisances", Université de Pau et des Pays de l'Adour, METEO-FRANCE, ADEME, 18 p.

DURRIEU Fabrice, 1999, *Etude des conditions météorologiques dans la vallée d'Aspe*, Rapport de stage de MST "Mesures et Traitement des Pollutions et Nuisances", Université de Pau et des Pays de l'Adour, METEO-FRANCE, ADEME, 39 p.

1.3.4.1 La station météorologique ENERCO 404/407[©]

Les mesures sur site ont été effectuées par une station météorologique ENERCO 404/407 louée à CIMEL ELECTRONIQUE. Cette station, homologuée et utilisée par METEO FRANCE, est démontable et entièrement autonome. L'énergie électrique provient d'un panneau solaire de 12 V.

¹⁰² Maîtrise des Sciences et Techniques

La station enregistre toutes les demi-heures [ROUL, 1998, p. 8 ; DURRIEU, 1999, pp. 20-21] :

- la valeur de la température moyenne, la température minimale et la température maximale (en °C). Le capteur de température est formé à partir d'une sonde à résistance platine 100 Ω (à 0°C) montée sur pont de Wheastone. L'erreur absolue de mesure est de 0,1°C.
- l'humidité relative de l'air en %. Le capteur d'humidité est constitué d'une sonde à variation capacitive, dont la précision entre 20 et 95% est de 1,5%.
- les valeurs moyennes de la direction (en °, avec 180° = vent de sud et 0° = vent de nord) et de la vitesse du vent (en m/s), ainsi que la vitesse et la direction du vent maximal au cours de la demi-heure précédente (mêmes unités). L'anémomètre est constitué d'un dispositif optoélectronique à impulsions : une impulsion est reçue pour chaque « mètre » de vent passé¹⁰³. La girouette est munie d'un capteur potentiométrique mesurant l'orientation du vent en degré de 0 à 360° par pas de 10°.
- la valeur du rayonnement global visible en joules/cm² (uniquement sur le modèle 407 utilisé en vallée d'Aspe). Le pyranomètre à thermopile détecte les longueurs d'onde comprises entre 300 et 2500 nm (proche U.V., visible et proche I.R.). L'erreur relative de mesure est de 1% pour des valeurs mesurées moyennes. Les mesures ne sont pas influencées par la température.

La station comprend un modem et peut être interrogée à distance. Les données sont récupérées à METEO FRANCE (centre de PAU-UZEIN / AEROPORT) grâce au logiciel IRMA[®]. Les données obtenues sont enregistrées sous forme de fichiers ASCII et peuvent ainsi être exploitées par tableur. Tout à fait opérationnel lors de la campagne de terrain à Biriattou, ce système n'a pas perduré lors de la campagne en vallée d'Aspe : à partir du 27 avril 1999 (moins d'un mois après le démarrage de la campagne), pour une raison inconnue, l'acquisition des données à METEO FRANCE est devenue impossible. A partir de cette date, les données ont donc été récupérées sur PC via modem et une chaîne logiciel gracieusement fournie par CIMEL ELECTRONIQUE : CIM.EXE, CIMCOM.EXE, CIMPAT.EXE et HISTPAT.EXE. Il s'agissait de vieux programmes MS-DOS. En raison de ce problème, les données du 6 au 13 mai 1999 sont horaires au lieu d'être semi-horaires.

¹⁰³ *Validité des mesures de force du vent.* – Une comparaison avec un anémomètre portable a permis de vérifier la justesse des mesures données par la station CIMEL. Les valeurs fournies par les deux anémomètres sont semblables. La mesure effectuée par la station est donc correcte [DURRIEU, 1999, p. 21].

1.3.4.2 Mesure de la stabilité atmosphérique

Les thermomètres utilisés pour l'étude des blocages verticaux de l'atmosphère (cf. § 2.1.2 Stabilité et profil de température, p. 115) sont des thermomètres enregistreurs TESTOSTOR 175 de la marque TESTO. Ils peuvent mémoriser jusqu'à deux milles valeurs. Les mesures enregistrées sont ensuite récupérées sur un ordinateur portable via le port série. Les données sont alors placées dans un fichier au format PNR, puis TXT, facilement exploitable sous tableur.

Les thermomètres sont placés dans des abris fixés sur un support à 2 mètres du sol. Les abris ont été conçus selon les normes METEO FRANCE ; ils sont blancs et munis d'ouvertures (doubles persiennes) destinées à ventiler le compartiment intérieur. Pour vérifier leur validité, une comparaison entre la température mesurée sous l'abri et celle mesurée par la station a été faite à Sarrance. La différence entre les valeurs mesurées par les deux dispositifs est minime (quelques dixièmes de degrés Celsius).

1.3.4.3 Protocole de terrain

1.3.4.3.1 Biriadou

Le positionnement de la station météorologique a été déterminé de façon à éviter les perturbations créées par le passage des véhicules (échauffement thermique des moteurs, tourbillons créés par le passage des véhicules, surtout les poids lourds).

La station météo a été installée à proximité du péage, sur le toit d'une banque de change¹⁰⁴. Les capteurs ont été placés en haut d'un mât en acier haut de 4 mètres. La hauteur des capteurs atteint en tout 9 mètres environ : on se rapproche ainsi des conditions de mesures normalisées. En effet, il faut tenir compte du fait que la station est placée sur le toit d'un édifice constitué d'une épaisseur de goudron recouverte de graviers : cet état de surface implique un rayonnement reçu plus important que celui d'une surface recouverte en herbe par exemple. Ainsi, si ce paramètre ne joue pas de nuit, le jour et lors de fortes insulations, il se fait ressentir. Cependant, on peut imaginer une compensation en température du fait que le capteur de température-humidité est à une hauteur de 5 mètres par rapport au toit de la banque (pour des raisons pratiques), et non pas au niveau du sol comme le fixe la norme. D'autre part, la station se trouve à couvert d'une colline au Sud, ce qui implique une difficulté à mesurer une influence de vent de Sud [ROUL, 1998, p. 8]. Le détail des données météorologiques pour Biriadou figure en Annexe 11.

¹⁰⁴ Nous remercions la banque INCHAUSPE (Bayonne) d'avoir accepté de collaborer.

1.3.4.3.2 Vallée d'Aspe

Pour la vallée d'Aspe, la station météo a été installée à Sarrance, dans le même jardin privé que le préleveur séquentiel (cf. Photo 6). L'endroit choisi est dégagé : il s'agit d'un pré plat situé dans le fond de la vallée. La route passe à une vingtaine de mètres et donc, les turbulences induites par le passage de véhicules sont amorties et ne perturbent pas les mesures. La station est également suffisamment éloignée des obstacles pouvant induire des conditions locales peu représentatives de la situation à une échelle plus vaste. Le site est recouvert d'herbe, ce qui correspond aux conditions de mesure normalisées. Les capteurs de température, de vent, de rayonnement et d'humidité sont placés sur des mâts métalliques à une hauteur de 2 mètres par rapport au sol [DURRIEU, 1999, p. 20]. Le détail des données météorologiques pour la vallée d'Aspe figure en Annexe 12.

<i>Point de mesure</i>	<i>Altitude (m)</i>
Sarrance	365 m
Pelut	780 m
Etsaut	800 m
Urdo	800 m
Urdo haut	1150 m
Peyranère	1400 m
Somport	1690 m

Tableau 21 : Altitude des thermomètres Testostor 175 en vallée d'Aspe pour l'étude des blocages verticaux de l'atmosphère

Dans le but d'étudier les blocages verticaux de l'atmosphère en vallée d'Aspe, 7 thermomètres sont répartis entre 365 mètres et 1690 mètres d'altitude, de façon à donner un gradient thermique vertical. De plus, trois thermomètres sont placés à la même altitude dans des lieux différents pour pouvoir comparer les éventuelles variations de température selon la situation géographique. Le Tableau 21 donne l'altitude de chaque point de mesure et la Carte 3 (p. 145) signale leur emplacement. Les valeurs sont données en Annexe 12.

Validité des mesures de température. – Les températures sont prises au dessus du sol et leur valeur dépend donc des conditions d'ensoleillement et d'humidité. Les profils obtenus ne sont pas identiques à ce que donnerait un radiosondage. Cependant, les températures en montagne dépendent peu de l'exposition pendant la saison chaude. Les différences thermiques maximales n'excèdent pas 2°C sur un sol couvert d'herbe [d'après LOUP, 1969 *in* ROVERA, 1990, p. 45]. A quelques centimètres au-dessus du sol, la variation est encore plus faible.

Les conditions d'ensoleillement (nuit, jour, couverture nuageuse) peuvent influencer la mesure de température de plusieurs manières :

Nuit et ciel dégagé. – La température au-dessus du sol est légèrement inférieure à celle de l'air éloigné à la même altitude. En effet, le sol se refroidit en rayonnant dans l'infrarouge et cette baisse de température se transmet à l'air à son contact.

Nuit et ciel couvert. – Le sol se refroidit peu. La température de l'air ambiant sera proche de la température de l'air près du sol à la même altitude.

Jour et ciel dégagé. – La température de l'air au-dessus du sol sera supérieure à la température de l'air éloigné à la même altitude. Le sol se réchauffe en emmagasinant l'énergie solaire et il transmet de la chaleur aux couches d'air qui le recouvrent. Cependant les abris sont placés sur un sol couvert d'herbe, ce qui limite le réchauffement.

Jour et ciel couvert. – Le sol n'est plus soumis au rayonnement solaire. La température de l'air éloigné du sol est très proche de celle de l'air près du sol [DURRIEU, 1999, p. 23].

1.3.5 Organisation du travail de terrain

Dans ce paragraphe, nous exposons rapidement les modalités selon lesquelles le travail de terrain a été entrepris.

1.3.5.1 Durée et date des campagnes

Initialement prévue sur 4 mois, les campagnes ont été prolongées de 15 jours, ce qui donne une durée totale de 4 mois et demi pour chacune d'elles : Biriadou du 1^{er} avril au 15 août 1998 et la vallée d'Aspe du 1^{er} mai au 15 septembre 1999.

Ainsi, les mesures ont eu lieu au printemps et en été. Il aurait été intéressant de pouvoir mesurer la pollution à différentes saisons, en hiver notamment, mais le matériel mis en œuvre était utilisé dans les Alpes entre nos deux campagnes. On a évoqué dans la première partie de cette thèse le fait que – d'une manière générale – les teneurs en dioxyde d'azote sont plus importantes en hiver qu'en été. Ainsi, on peut dire que les valeurs moyennes relevées dans ce travail sont des valeurs par défaut si l'on se place à l'échelle d'une année.

1.3.5.2 Travail de terrain, fréquence des « tournées »

Une fois la reconnaissance du terrain effectuée, les emplacements décidés, les accords obtenus, le matériel préparé et installé, le travail de « routine » pouvait commencer.

Chaque semaine 2 à 3 jours sur le terrain étaient nécessaires à Biriadou ; 1 à 2 jours en vallée d'Aspe. Les tournées devaient toujours être faites le même jour. Cette différence entre les sites s'explique par le fait que le protocole était plus lourd à Biriadou (bio-

indication par le trèfle et les abeilles¹⁰⁵, plus de plaquettes de dépôts dont le nombre a été réduit lors de la seconde campagne), le travail le long des voies autoroutières n'est pas rentable du point de vue des kilomètres parcourus, il demande également de la prudence lors de la traversée des voies et, pour finir, il s'agissait de la première campagne (manque d'expérience face à de nombreuses situations « nouvelles »). Ces éléments font que les tournées de Biriato ont été plus longues. Il est vrai que l'écart entre les deux sites s'est accentué au moment où nous avons décidé, du fait des faibles teneurs observées en vallée d'Aspe, d'allonger d'une semaine la durée d'exposition des filtres situés à plus de 50 m de la chaussée, soit deux semaines au lieu d'une. Ceci a raccourci



Photo : G. Delétraz

d'autant

une tournée sur deux en vallée d'Aspe malgré le travail supplémentaire lié à la présence de 7 thermomètres répartis à différentes altitudes et qui n'avaient pas été mis en place à Biriato. Leurs mémoires devaient être vidées chaque semaine sur un ordinateur portable (quel que soit le temps) et le programme de mesure réinitialisé (cf. § 1.3.4 Mesures météorologiques, p. 161).

Photo 7 : Changement des filtres imprégnés de TEA pour la mesure passive de NO₂.

(Géraldine LUC, stagiaire du DUT de Biologie Appliquée de l'Université d'Auvergne à l'EPLD 64)

Photo 6 : Station météo Enerco 407 installée à Sarrance



Photo : G. Delétraz

¹⁰⁵ Le travail de préparation de la cinquantaine de pot de trèfles s'est fait selon des critères très strict car nous avons collaboré sur cet aspect avec le Programme International de Coopération sur les Effets de la Pollution Atmosphérique et autres Stress sur les Cultures et la Végétation Naturelle ou « ICP-Crops », coordonné à l'Université de Pau et des Pays de l'Adour par le Professeur Claude MOUCHES (LEM – UPRES 159). Chaque semaine, les trèfles ont fait l'objet de relevés visuels de % de nécroses de leur système foliaire. Tous les mois, ils devaient en plus être récoltés afin de connaître les rendements des différentes variétés selon qu'elles sont sensibles ou non-sensibles à l'ozone. Au delà du travail scientifique, il fallait les arroser régulièrement (plus d'une fois par semaine), les traiter contre les parasites, etc. La maintenance était plus légère pour les ruches : il suffisait de récupérer le pollen récolté par les abeilles et piégé dans une trappe à pollen, sous la ruche. Cela nécessite tout de même un minimum de préparation (protection ...). Nous tenons

Lors de la tournée, il fallait s'occuper de la maintenance des préleveurs séquentiels : référencer les échantillons, en installer de nouveaux, relever les compteurs, vérifier l'installation (pompes, tuyauterie, etc.) ; même opération avec l'impacteur en cascade. Chacun des 80 à 90 capteurs passifs devait être visité afin de récupérer les filtres exposés pendant une semaine et d'en installer deux nouveaux (cf. Photo 7), chaque opération étant consignée dans un « carnet de terrain » (cf. § 1.3.5.3 Fiche de relevé pour les capteurs passifs, p. 168). Enfin, tous les mois, il fallait également récupérer et changer les plaquettes de dépôts imbibées d'ANTIFOAM A (substance collante à base de silicone) qu'il ne faut pas toucher, d'où un protocole relativement contraignant. On n'évoque pas ici la gestion du volet « bio-indication », gourmande en temps, car ces aspects ne sont pas repris dans le cadre de cette thèse. Cependant, au final, toutes ces opérations et les déplacements qui les ponctuent ont nécessité, pour la campagne de Biriadou, deux jours lorsqu'il n'y avait pas de problème, et un jours de plus en cas d'incident. Pour la vallée d'Aspe, c'était un jour de moins. Globalement, nous avons estimé que pour réaliser ces deux campagnes de terrain, près de 15 000 km ont été parcourus au cours d'une centaine de journées de terrain.

Le reste de la semaine était occupée par le travail de laboratoire à l'EPLD 64 : analyser les échantillons (plus de 100 chaque semaine pour les mesures de dioxyde d'azote), préparer ceux qui étaient dosés par le personnel qualifié (HAP, métaux), préparer les filtres vierges pour la semaines suivante (étuve, tarage, imprégnation, etc.) ; cf. § 1.3.7 Les analyses chimiques au laboratoire, p. 171.

d'autre part à renouveler nos remerciements à M. Gilles FERT, apiculteur et spécialiste de la reproduction des reines, sans qui la mise en œuvre des protocoles de bio-indication par les abeilles n'aurait jamais pu voir le jour.

1.3.5.3 Fiche de relevé pour les capteurs passifs

Des informations précises sur chaque site d'échantillonnage ont été relevées (cf. Figure 22, Figure 23, Figure 24 et Figure 25), l'essentiel étant la durée d'exposition de chaque couple de filtres.

CAL-S110

Propriétaire : M. Garcoechea
64 122 Urugne

Situation générale : donne - ne donne pas sur l'A63
 Situation locale : couvert - dégagé - mixte
 Site topo : interfluve - talweg - zone plane - versant
 Distance au 1^{er} obstacle : 50 m
 Type : construction - arbre isolé - forêt - broussaille - autres
 Route la plus proche : 40 m ; bitume - chemin
 Fréquentation : forte - moyenne - faible - très faible
 Zone résidentielle à proximité : 0 Nombre de maisons : 1
 Couverture végétale : oui - non ; % de terre à nu : 0 %
 Utilisation : Pastoralisme ; Cultures ; Fauche ; Friche ; Autre
 Rotation prévue : 1 fois par semaine

NO ₂							
Echant	Installation			Récupération			Durée expo.
	j	m	heure	j	m	heure	
1	3	5	15 h 22	11	5	15 h 20	191 h 58
2	11	5	15 h 20	18	5	16 h 50	169 h 30
3	18	5	16 h 50	25	5	17 h 52	169 h 02
4	25	5	17 h 52	vandalisé h			
5	1	6	16 h 34	8	6	17 h 07	169 h 33
6	8	6	17 h 07			h	
7			h			h	
8			h			h	
9			h			h	
10			h			h	
11			h			h	

vandalisé entre le 25 mai et le 1^{er} juin.
 remplacé le 1^{er} juin.

Figure 22 : Fiche de relevés concernant un capteur passif du secteur de Biriadou. Il est situé à 110 m au Sud de l'autoroute, sur le transect appelé CAL car il passe par le Mont du Calvaire.

1.3.5.4 Fiches de relevé pour les préleveurs séquentiels

Préleveur SARRANCE – NO ₂		
Date	Heure	Compteur Place du filtre en cours d'utilisation
1 ^{er} mai	Mise en route des pompes : 10 h 50	Compteur : <u>6</u> <u>5</u> <u>8</u> <u>3</u> <u>2</u> <u>5</u> <u>6</u> <u>7</u> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/>
8 mai	Arrêt des pompes : 10 h 15 Remise en route des pompes : 10 h 47	Compteur : <u>6</u> <u>5</u> <u>8</u> <u>3</u> <u>7</u> <u>3</u> <u>2</u> <u>4</u> Dates : <u>03/05</u> <u>04/05</u> <u>05/05</u> <u>06/05</u> <u>07/05</u> <u>08/05</u> <u>01/05</u> <u>02/05</u> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/>
15 mai	Arrêt des pompes : 10 h 33 Remise en route des pompes : 10 h 59	Compteur : <u>6</u> <u>5</u> <u>8</u> <u>4</u> <u>1</u> <u>9</u> <u>8</u> <u>6</u> Dates : <u>11/05</u> <u>12/05</u> <u>13/05</u> <u>14/05</u> <u>15/05</u> <u>08/05</u> <u>09/05</u> <u>10/05</u> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input checked="" type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/> <input type="radio"/>

Figure 23 : Fiche de relevés concernant la mesure de la concentration de dioxyde d'azote par préleveur séquentiel. Ici, la fiche de l'appareil installé à Sarrance (vallée d'Aspe).

Préleveur SARRANCE – HAP		
Date	Heure	Compteur
1 ^{er} mai	Remise en route des pompes : 10 h 50	Compteur : <u>6</u> <u>5</u> <u>8</u> <u>3</u> <u>2</u> <u>5</u> <u>6</u> <u>7</u> Installation du filtre
8 mai	Arrêt des pompes : 10 h 15 Remise en route des pompes : 10 h 47	Compteur : <u>6</u> <u>5</u> <u>9</u> <u>1</u> <u>9</u> <u>2</u> <u>9</u> <u>4</u> Changement de filtre : oui <input type="checkbox"/> non <input checked="" type="checkbox"/>
15 mai	Arrêt des pompes : 10 h 33 Remise en route des pompes : 10 h 59	Compteur : <u>6</u> <u>6</u> <u>0</u> <u>1</u> <u>2</u> <u>5</u> <u>4</u> <u>1</u> Changement de filtre : oui <input checked="" type="checkbox"/> non <input type="checkbox"/>
	Arrêt des pompes : h Remise en route des pompes : h	Compteur : Changement de filtre : oui <input type="checkbox"/> non <input type="checkbox"/>

Figure 24 : Fiche de relevés concernant la mesure de la concentration en HAP par préleveur séquentiel. Ici, la fiche de l'appareil installé à Sarrance (vallée d'Aspe).

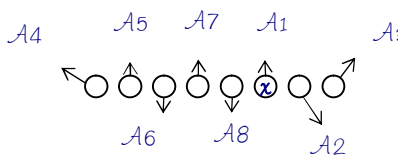

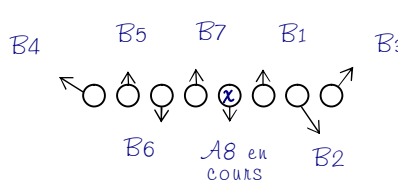
Prél. SARRANCE - Particules		
Date	Heure	Compteur n°01562512 - 1993 Place du filtre en cours d'utilisation
1 ^{er} mai	Mise en route des pompes : 10 h 50	Compteur : <u>165832</u> <u>15671</u> Filtres installés : 
8 mai	Arrêt des pompes : 10 h 15 Remise en route des pompes : 10 h 47	Compteur : <u>165832</u> <u>15671</u> Filtres récupérés :  Filtres installés : 

Figure 25 : Fiche de relevés concernant la mesure de la masse de particule et des fumées noires par préleveur séquentiel. Ici, la fiche de l'appareil installé à Sarrance (vallée d'Aspe).

1.3.6 Partenaires et encadrement

Au début de ce chapitre consacré à l'acquisition des données de base pour l'étude de l'incidence de la pollution des transports sur les écosystèmes, nous avons évoqué la nécessité, en tant que non-spécialiste, de s'entourer de personnes compétentes sur ces aspects. On a également évoqué l'importante expérience de l'EPLD 64 en matière de mesure et de surveillance de la qualité de l'air (mission à l'origine et sous-traitance pour AIRAQ, cf. § 1.3.3.1.2 Caractéristiques des capteurs passifs ETP, p. 157). Ainsi, nos mesures sont issues de cette étroite collaboration, sous le contrôle du comité scientifique du programme de recherche.

L'EPLD 64 fournit les appareils de prélèvements (préleveurs séquentiels, impacteur en cascade), les produits chimiques, les supports de prélèvement (filtres, plaquettes, cartouches) et nous donnent accès à tout le matériel nécessaire aux analyses. Seuls les

capteurs passifs ont été réalisés par nos soins, inspirés d'un prototype mis au point par l'EPLD 64, comme nous l'avons déjà évoqué.

L'ensemble des analyses est effectué par nos soins, à l'exception du dosage des HAP, des BTX et des métaux qui demandent l'utilisation de matériels perfectionnés. Pour ces analyses, nous n'avons fait que préparer les échantillons qui sont alors prêts à être analysés par le personnel spécialisé.

1.3.7 Les analyses chimiques au laboratoire

1.3.7.1 Tarage des filtres

Les filtres en fibre de verre utilisés pour la mesure des particules par les préleveurs séquentiels ou l'impacteur sont tarés. Après avoir passé 24 heures au minimum à l'étuve, à 100°C et 1 heure au dessiccateur, ils sont pesés sur balance ANALYTICAL PLUS de marque OHAUS, au 100 000^{ème} de gramme. Les filtres sont manipulés avec une pince. Chacun est référencé et transporté individuellement dans une boîte de Pétri.

1.3.7.2 Mesure de la masse des particules

Une fois exposés, les filtres en fibre de verre utilisés pour la mesure des particules sont pesés à nouveau afin de déterminer la masse de particules déposée. On utilise le même protocole que pour le tarage des filtres. Après avoir passé 24 heures au minimum à l'étuve, à 100°C et 1 heure au dessiccateur, ils sont pesés sur balance ANALYTICAL PLUS de marque OHAUS, au 100 000^{ème} de gramme ; ils sont manipulés avec une pince. La différence avec la masse mesurée avant exposition (tarage) donne la quantité déposée.

1.3.7.3 Mesure des fumées noires

L'indice de fumée noire est établi en fonction de la teinte du filtre à travers lequel l'air a été aspiré. La réflectance est mesurée avec un réflectomètre à lumière verte de marque PHOTOVOLT, modèle 575 ; les filtres sont manipulés avec une pince. Le résultat, exprimé en % de réflexion, est replacé dans un tableau permettant la mise en relation entre la réflectance et la masse de particules par unité de surface. Connaissant le volume d'air pompé, on peut calculer l'indice de fumée noire F exprimé en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

1.3.7.4 Dosage des métaux lourds

Le filtre à doser est découpé en petits morceaux et placé dans un bécher où il est élué dans 2 ml d'acide nitrique pendant 10 à 15 mn. On installe ensuite un filtre de marque DURIEUX – FILTRES SANS CENDRES N°111 POUR FILTRATION RAPIDE sur un entonnoir, au dessus d'une fiole de 20 ml. Le filtre élué (le filtre à doser) est placé dans le filtre, dans

l'entonnoir. On ajoute de l'eau ultra pure et on presse délicatement mais fermement le filtre élué puis les deux filtres ensemble afin d'entraîner les éléments dissous dans l'acide ou ceux qui sont encore retenus dans le filtre vers la fiole. Une fois tout le liquide passé dans la fiole, le niveau est complété jusqu'à 20 ml à l'eau ultra pure.

Ainsi préparés, les échantillons sont remis au personnel qualifié et dosés :

* par ICP (Plasma d'argon Couplé par Induction) sur un appareil de marque THERMO JARRELL ASH, modèle ATOMSCAN 25, dont le seuil de sensibilité est de 150 $\mu\text{g/l}$ pour le plomb, 10 $\mu\text{g/l}$ pour le zinc et 10 $\mu\text{g/l}$ pour le cadmium,

* ou par ABSORPTION ATOMIQUE FOUR ZEEMAN, sur un appareil de marque VARIAN, modèle SPECTRAA-300, dont le seuil de sensibilité est de 2 $\mu\text{g/l}$ pour le plomb, 0,1 $\mu\text{g/l}$ pour le zinc et 0,2 $\mu\text{g/l}$ pour le cadmium.

1.3.7.5 Dosage des Hydrocarbures Poly-Aromatiques (ou Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques)

Sous une hotte, le filtre à doser est placé dans un bécher en présence de dichlorométhane. Le bécher est recouvert de papier aluminium afin de limiter l'évaporation avant d'être placé 15 minutes dans un bain à ultras sons.

Sous la hotte, on transvase ensuite le dichlorométhane contenant les HAP dans un ballon, en prenant garde de récupérer l'ensemble de l'échantillon en effectuant plusieurs rinçages du bécher au dichlorométhane. Le ballon est ensuite installé sur le Rotavapor (appareil de marque BÜCHI) afin d'évaporer l'intégralité du dichlorométhane : il ne reste plus qu'un dépôt sur les parois du ballon, contenant les HAP. Ces derniers sont resolubilisés dans de l'acétonitrile (ACN) : on verse moins de 5 ml de solvant dans le ballon, que l'on fait tourner quelques instants. L'ACN est ensuite reversé dans une fiole de 5 ml. On complète à l'ACN jusqu'à 5 ml. Le liquide est ensuite conditionné dans un flacon de prélèvement (« vial ») avant d'être remis au personnel spécialisé et dosé selon la norme NF T 90-115 basée sur une chromatographie liquide haute pression (HPLC) avec détection par fluorescence UV (pompe de marque VARIAN, passeur et détecteur de marque WATERS). Les 6 HAP dosés sont : Benzo(a)pyrène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(ghi)pérylène, Benzo(k)fluoranthène, Fluoranthène, Indéno(1,2,3-c,d)pyrène ; le seuil de détection est de 5 ng.

1.3.7.6 Dosage des BTX

La préparation de l'échantillon doit se faire à l'extérieur du bâtiment afin d'éviter toute contamination. On brise délicatement l'extrémité de la cartouche afin de permettre l'écoulement du charbon actif dans un flacon à sertir. On ajoute 5 ml de carbone sulfuré (CS_2) avant de refermer le flacon grâce à la pince à sertir.

On place ensuite l'extrait pendant 15 mn dans un bain à ultras sons. Il est alors remis au personnel qualifié. Le dosage est effectué sur un ensemble composé d'un passeur d'échantillons à Espace de Tête (« Head Space »), modèle GENESIS de marque VARIAN associé à un chromatographe en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse, modèle SATURNE de la marque VARIAN. Sont dosés : Chlorobenzène, Benzène, Styrène, Toluène, Xylène ; les seuils de détection sont de 10 μg sauf pour le benzène dont la limite est de 50 μg (car les solvants utilisés pour les analyses en contiennent toujours un peu).

1.3.7.7 Préparation des plaquettes de dépôt

1.3.7.7.1 Dosage des HAP

Sous une hotte, les plaquettes sont lavées au dichlorométhane au dessus d'un ballon en prenant garde à récupérer l'ensemble de l'échantillon : plusieurs lavages au dichlorométhane de la plaque, du bécher contenant le produit, du pinceau, de l'entonnoir, etc... La quantité de solvant utilisée n'est pas définie préalablement puisqu'il est destiné à être évaporé. Voir le § 1.3.7.5 Dosage des Hydrocarbures Poly-Aromatiques (ou Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), p. 172 pour la suite du protocole.

1.3.7.7.2 Dosage des métaux lourds

Sous une hotte, on installe l'ensemble « fiole à vide + tulipe » et où l'on place un filtre en fibre de verre, 47 mm \varnothing , marque SARTORIUS n°13400. La plaquette est lavée au dessus de la tulipe avec 10 ml de dichlorométhane en prenant garde à récupérer l'ensemble de l'échantillon : plusieurs lavages de la plaque. On reprélève 5 ml de dichlorométhane pour rincer une dernière fois la plaque et les ustensiles utilisés.

Les poussières ainsi récupérées sur filtre subissent le même traitement que les filtres des préleveurs séquentiels ; voir le § 1.3.7.4 Dosage des métaux lourds, p. 171.

1.3.7.8 Imprégnation des filtres pour le dosage du NO_2

L'imprégnation des filtres se fait par trempage successif de chaque filtre dans la solution à base de triéthanolamine¹⁰⁶. Chaque filtre est posé sur la grille de l'étude, recouverte de papier filtre. L'ensemble sèche à l'étuve pendant 1 heure à 50°C. Les filtres imprégnés sont utilisés pour les préleveurs séquentiels (deux filtres par porte-filtre) et pour les capteurs passifs ; dans ce cas, ils percés (\varnothing 6 mm) à l'emporte-pièce. Cf. norme : « Teneur de l'air atmosphérique en dioxyde d'azote – Méthode de dosage par piégeage sur filtre imprégné de triéthanolamine – NF X 43-015 », en Annexe 2.

¹⁰⁶ Cf. Annexe 2 pour le détail de la composition de la solution.

1.3.7.9 Dosage du dioxyde d'azote (NO_2) des filtres imbibés de triéthanolamine (TEA)

Le dosage du NO_2 s'effectue selon la norme : « Teneur de l'air atmosphérique en dioxyde d'azote – Méthode de dosage par piégeage sur filtre imprégné de triéthanolamine – NF X 43-015 ».

Dans un erlenmeyer de 250 ml, à col large, on place 2 filtres imprégnés de TEA vierges et 100 ml de réactif de SALTZMAN¹⁰⁷. On laisse reposer la solution pendant 1 heure, à température ambiante, en agitant de temps en temps. Cette solution sert de point zéro (référence).

Chaque double filtre exposé est traité de la même façon. Les mesures sont faites sur un spectrophotomètre à 546,6 nm et rapportées sur la courbe d'étalonnage pour connaître la quantité de dioxyde d'azote fixée par double filtre. Ces dosages ont été faits par nous-même, la lecture de l'absorbance (densité optique) de nos échantillons se fait sur un spectrophotomètre de modèle DMS 100S UV VISIBLE SPECTROPHOTOMETER de marque VARIAN. Les grandes lignes du protocole défini dans la norme NF X 143-015 et décrites ici sont présentées dans la Figure 26.

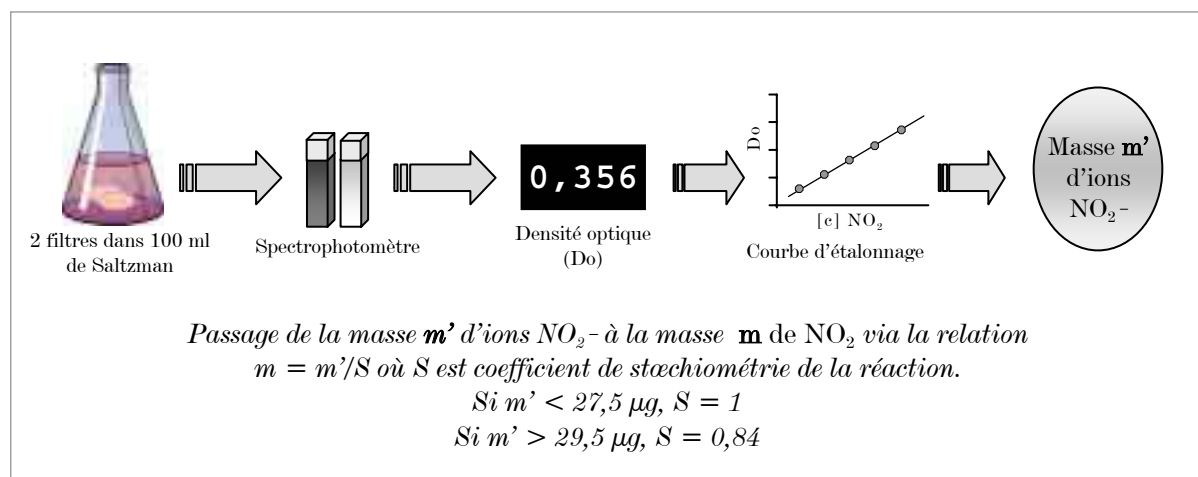
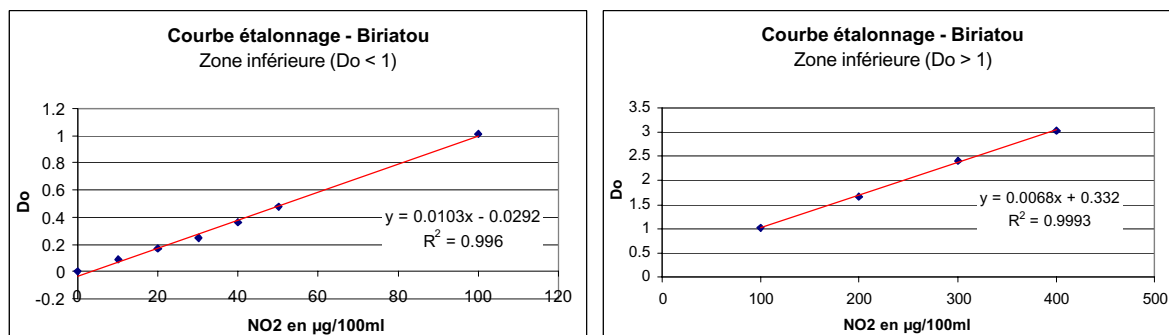


Figure 26 : Principales étapes du dosage du dioxyde d'azote à partir de filtres imprégnés de TEA

Cependant, les quantités de NO_2 piégées sur filtres en vallée d'Aspe et à Biriadou s'échelonnant dans des gammes de valeurs très différentes, deux courbes d'étalonnages ont été utilisées. La gamme des densités optiques utiles pour Biriadou s'échelonne de 0 à 400 (grande amplitude) alors qu'en vallée d'Aspe, elles varient de 0 à 50. Pour Biriadou, la courbe d'étalonnage est divisée en deux zones du fait de la grande amplitude des valeurs.

¹⁰⁷ Cf. Annexe 2 pour le détail de la composition du réactif de Saltzman.

1.3.7.9.1 Courbe d'étalonnage pour la mesure du NO₂ à Biriato



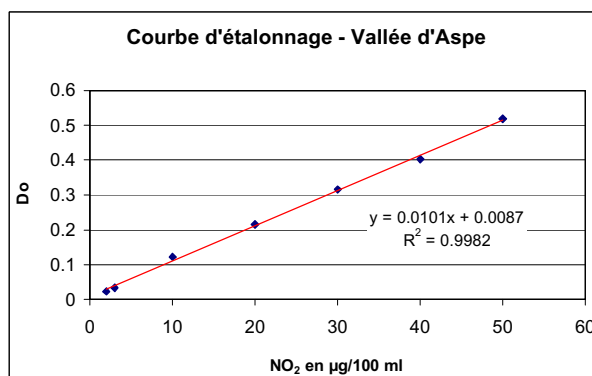
D'où, pour Biriato :

Si la densité optique est inférieure à 1 : Masse de NO₂ en µg pour deux filtres = $\frac{Do - 0,332}{0,0068}$

Si la densité optique est supérieure à 1 : Masse de NO₂ en µg pour deux filtres = $\frac{Do - 0,0292}{0,0103}$

1.3.7.9.2 Courbe d'étalonnage pour la mesure du NO₂ en vallée d'Aspe

Quelle que soit la densité optique (Do) :



$$\text{Masse de NO}_2 \text{ en } \mu\text{g pour deux filtres} = \frac{Do - 0,0087}{0,0101}$$

Une fois la masse m' d'ions NO₂⁻ calculée grâce à l'une ou l'autre des équations présentées ci-dessus, on applique le coefficient de stœchiométrie tel que présenté dans la norme :

« La masse m de NO₂ ayant provoqué la formation d'une masse m' d'ions NO₂⁻ est liée à cette dernière par la relation $m = m'/S$ où S est le coefficient de stœchiométrie de la réaction.

Dans ces conditions, la concentration moyenne C, en µg/m³ s'exprime par la formule suivante : $C = m'/SV$ où V est le volume d'air, en m³ qui a traversé les filtres, ramené aux conditions normales de température et de pression.

Trois cas sont à distinguer :

Si $m' < 27,5 \mu\text{g}$, $S = 1$: $C = m' / V (\mu\text{g}/\text{m}^3)$;

Si $m' > 29,5 \mu\text{g}$, $S = 0,84$: $C = m'/0,84.V (\mu\text{g}/\text{m}^3)$;

Si $27,5 < m' < 29,5$ on adoptera pour coefficient de stœchiométrie la valeur comprise entre 1 et 0,84 variant avec m' selon : $S = 3,2 - 0,08.m'$

qui admet $S = 1$ pour $m' = 27,5 \mu\text{g}$ et $S = 0,84$ pour $m' = 29,5 \mu\text{g}$. C est donné dans ce cas par la formule : $C = m' / (3,2 - 0,08 m').V$ » [NF-X 43-015 ; cf. Annexe 2].

A ce stade, on distingue le traitement des valeurs obtenues par les capteurs passifs et celles des préleveurs séquentiels puisqu'on ne connaît le volume d'air filtré que pour ces derniers.

1.3.7.9.3 Expression des résultats pour les préleveurs séquentiels

Connaissant la quantité de NO_2 fixée sur le double filtre et le volume d'air qui a traversé les filtres grâce au compteur relié à la pompe, on calcule la concentration qui est exprimée en μg de NO_2 par mètre cube d'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

1.3.7.9.4 Expression des résultats pour les capteurs passifs

1.3.7.9.4.1 Concentrations en dioxyde d'azote (NO_2)

Deux méthodes permettent d'exprimer les résultats des capteurs passifs en concentration : l'utilisation de la loi de FICK et l'intercomparaison entre un système passif et un système dynamique.

A) UTILISATION DE LA LOI DE FICK

La loi de FICK détermine, pour une température constante, le flux unidirectionnel d'un gaz à travers un autre gaz ; dans notre cas, cette loi détermine le flux de diffusion du dioxyde d'azote NO_2 par unité de temps dans l'air. Calculer le flux de diffusion du NO_2 dans l'air, par unité de temps, permet d'obtenir des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). La loi de FICK s'exprime de la manière suivante :

$$C_{\text{NO}_2} = \frac{m.z}{D_{\text{NO}_2} . \pi r^2 . t}$$

avec

C_{NO_2} = concentration de NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

m = quantité de NO_2 mesurée (μg)

z = distance de diffusion (longueur du tube) (m)

D_{NO_2} = coefficient de diffusion du NO_2 dans l'air = $1,54.10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ (à $21,1^\circ\text{C}$ et 1013 hPa)

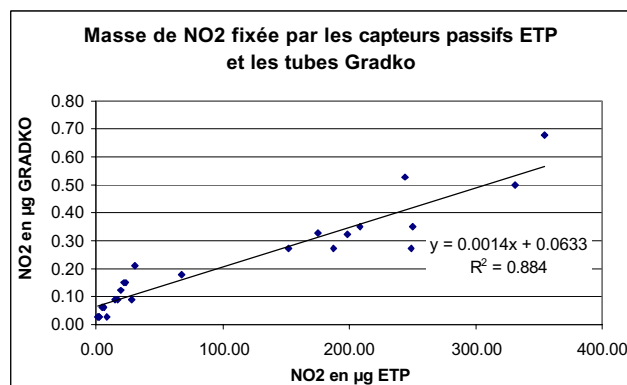
πr^2 = section du tube (m^2)

t = durée d'exposition (s)

La valeur du coefficient de diffusion D_{NO_2} a été estimée selon la théorie de viscosité des gaz purs et selon des données déterminées empiriquement. Notons d'autre part que le coefficient de diffusion du NO_2 est indépendant de la pression et peu affecté par la température : D_{NO_2} augmente d'environ 0,2 % par °C [ATKINS *et al.*, 1978, *in* SURGET, 1998, annexe 2].

La loi de Fick est largement utilisée pour exprimer les résultats obtenus par mesures passives sous forme de concentrations. En pratique, rien ne nous empêche d'appliquer cette loi aux masses de dioxyde d'azote fixées par nos capteurs ; les résultats préliminaires obtenus montraient une bonne cohérence avec les concentrations obtenues par les préleveurs séquentiels. Pourtant, nous n'utiliserons pas cette loi de façon directe car son application à nos capteurs passifs pose problème : les filtres sur lesquels vient se fixer le dioxyde d'azote sont quasiment situés à l'air libre (0,5 cm de l'extrémité des entonnoirs protecteurs). De fait, la distance de diffusion (z) est très courte et très large et n'offre pas des conditions de diffusion similaires à celles d'un tube à diffusion passive (cf. § 1.3.3.1.1 Principe général de la mesure passive, p. 156). Les turbulences de l'air perturbent la diffusion moléculaire : le coefficient de diffusion du NO_2 dans l'air ($1,54 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ à $21,1^\circ\text{C}$ et 1013 hPa) n'est pas constant dans ce cas.

Nous avons donc mis en relation les capteurs passifs ETP que nous utilisons avec les tubes à diffusion passive GRADKO[®], qui permettent l'utilisation de la loi de Fick. Ces tubes à diffusion passive ont été utilisés dans le cadre de nos campagnes de terrain afin de valider les résultats obtenus avec les capteurs passifs ETP (cf. § 2.1.1 Validation des mesures des capteurs passifs ETP par intercomparaison avec les tubes passifs GRADKO[®], p. 180 pour plus de détails). Les tubes sont préparés et analysés par GRADKO INTERNATIONAL LIMITED, le principal fournisseur des AASQA en matière de mesures passives¹⁰⁸. Ils constituent donc une référence. Les mesures obtenues par ces deux systèmes placés en parallèle sont liées par une fonction linéaire. La corrélation entre les masses de dioxyde



d'azote fixées par les tubes GRADKO[®] et nos capteurs est caractérisée par un bon coefficient de détermination $r^2 = 0,88$.

Graphique 7 : Relation entre la masse de NO_2 fixée par les tubes GRADKO[®] et la masse fixée par les capteur ETP.

¹⁰⁸ En 2002, le Groupe de Travail des AASQA sur les mesures passives préconise plutôt de travailler avec la société PASSAM (Suisse) [Anne FROMAGE-MARIETTE, 23/05/2002, communication téléphonique].

Reste à estimer la concentration ; on applique la loi de FICK aux tubes GRADKO[®], dont la formule spécifique est :

$$C_{\text{NO}_2} = \frac{m \times 0,07106}{0,0000154 \times 0,0000957 \times t}$$

avec

m = quantité de NO₂ (μg) (estimation en équivalent GRADKO[®] de la masse fixée)

z = distance de diffusion = 0,07106 m

D_{NO₂} = 1,54.10⁻⁵ m²/s ; πr² = section du tube = 9,572558.10⁻⁵ m²

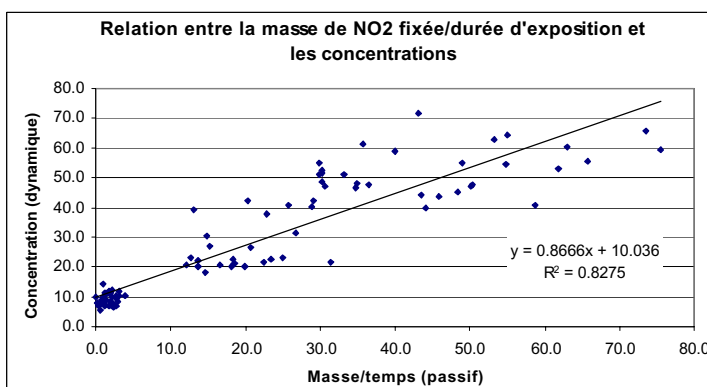
t = durée d'exposition (en s ; propre à chaque capteur exposé).

De cette façon, on estime les concentrations en dioxyde d'azote pour chaque capteur passif ETP ; la validité des valeurs obtenues est discutée plus loin (cf. §2.1.1, p. 180).

B) METHODE PAR INTERCOMPARAISON AVEC LES PRELEVEURS SEQUENTIELS

La méthode d'intercomparaison, telle que celle développée par l'INERIS consiste à calculer les moyennes des concentrations mesurées (Cm) par méthodes dynamiques (préleveurs séquentiels) pendant les durées d'expositions (t) des capteurs pour lesquels on a mesuré les masses de NO₂ échantillonnées (m0) [HOUDRET, 2000, p. 14].

On représente graphiquement Cm en fonction de m0 / t dont on tire une droite de régression permettant de calculer une concentration à partir d'une masse de NO₂ fixée et d'une durée d'exposition. La relation a été établie à partir des mesures parallèles effectuées à Biriadou, Saint-Jean-de-Luz, Sarrance et Urdos, d'où :



Graphique 8 : Intercomparaison capteurs passifs / préleveurs séquentiels

$$\text{Concentration en NO}_2 = 0,8666(m/t) + 10,036$$

La procédure retenue est celle qui consiste à mettre en relation la masse de dioxyde d'azote fixée par nos capteurs passifs et celle fixée par les tubes GRADKO[®], puis à estimer les concentrations par application de la loi de FICK. Ce choix sera justifié au § 2.1.1.3, Validation des concentrations de dioxyde d'azote, p. 183.

1.3.7.9.4.2 Dépôt de NO₂

Les aspects théoriques concernant le dépôt sec sont donnés dans le § 3.2.1 Processus de déposition sèche, p. 132.

A) MESURE DIRECTE

Après dosage, les valeurs concernant les quantités de NO₂ déposées sur les capteurs passifs sont exprimées en $\mu\text{g} / \text{surface de filtre} / \text{durée d'exposition}$. Cette valeur est ensuite standardisée en kg/ha/an. La surface des deux filtres percés est de 34,642 cm². La durée d'exposition est propre à chaque couple de filtre ; elle est consignée dans les carnets de terrain (cf. § 1.3.5.3 Fiche de relevé pour les capteurs passifs, p. 168).

B) APPLICATION D'UN COEFFICIENT DE VELOCITE AUX CONCENTRATIONS

La plupart des estimations de dépôt de polluants ne sont pas calculés directement. Généralement, les estimations de dépôt sont basées sur les concentrations de polluant dans l'air auxquelles sont appliquées une vitesse de dépôt (en m/s), spécifique à chaque polluant. On obtient alors le flux de disparition moyen. Pour le dioxyde d'azote, nous retenons la vitesse de dépôt proposée par Isabelle BEY : 0,3 cm/s par jour. Il s'agit d'une moyenne des vitesses de dépôt de diurnes (0,55 m/s le jour) et nocturnes (seulement 0,05 m/s la nuit) [BEY, 1997, p. 111]. Les vitesses de dépôts des polluants sont des valeurs empiriques, elles diffèrent selon les auteurs, les méthodes d'estimations, les saisons, les lieux.

On a vu comment estimer les concentrations en dioxyde d'azote grâce aux capteurs ETP (cf. § 1.3.7.9.4.1 Concentrations en dioxyde d'azote (NO₂), p. 176). Il s'agit alors de multiplier la vitesse de dépôt (en cm/s) par la concentration estimée (en molécules/cm³).

Pour exprimer la concentration en molécules/cm³, il faut calculer la concentration en ppb (concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3 \times 0,52^{109}$) puis en molécules/cm³ (concentration en ppb $\times 2,5 \cdot 10^{10}$ ¹¹⁰). En multipliant cette concentration à la vitesse de dépôt, on obtient alors un flux de dépôt exprimés en molécules/cm/s. Il s'agit alors de convertir cette valeur en kgNO₂/ha/an, notre unité de référence. Pour ce faire, on commence par exprimer le flux de dépôt en molécules/ha/an¹¹¹. Le nombre de molécules est transcrit en nombres de moles (en divisant par le nombre d'AVOGADRO : $6,022 \cdot 10^{23}$). Il suffit alors de multiplier le nombre de moles par la masse molaire d'une molécule de NO₂ : 46.01g puis de divisé par 1000 (passage des g en kg) pour obtenir le dépôt en kgNO₂/ha/an.

¹⁰⁹ Cf. § 1.1.3 Les unités de mesure de la pollution, p. 74.

¹¹⁰ Le nombre de molécules par cm³ dans un gaz est de $2,69 \cdot 10^{19}$ aux conditions STP (Standard Temperature and Pressure, 0°C et 1 atm.). Ce chiffre varie selon la température et la pression. A 1 atmosphère et 25°C (conditions habituellement utilisées en chimie) il est de $2,46 \cdot 10^{19}$. A 20°C et 1 atm (conditions fixées par loi pour les mesures de surveillance européenne [CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 1985, Directive 85/203/CEE]) il est de $2,5 \cdot 10^{19}$ par cm³. Comme les ppb sont des parties par millions (10⁹ partie), il faut multiplier la valeur en ppb par $2,5 \cdot 10^{10}$, soit 25 000 000 000.

¹¹¹ En multipliant la valeur par 100000000 (passage du cm à l'hectare) puis par 60 x 60 x 24 x 365 (passage des secondes à l'année).

2 *Validation et mesures de dioxyde d'azote (NO₂)*

Afin de valider nos mesures, nous avons effectué des comparaisons entre les mesures passives et les mesures en continu (analyseur NOx 2000 de SERES[®] et AC 31M d'ENVIRONNEMENT S.A.[®]), ce qui nous a conduit à étudier – au préalable – les différences entre les analyseurs, mais aussi entre diverses méthodes passives : nos propres capteurs passifs et les tubes à diffusion passive pour NO₂ de chez GRADKO[®]. La Figure 27 illustre la chaîne de traitement et de validation des mesures de dioxyde d'azote. Enfin, diverses difficultés métrologiques ayant été relevées lors des campagnes de mesures, nous avons dû mettre au point des corrections.

2.1 **Capteurs passifs : Mesures dans les écosystèmes proches des axes routiers**

2.1.1 Validation des mesures des capteurs passifs ETP par intercomparaison avec les tubes passifs GRADKO[®]

2.1.1.1 Méthode

Afin de valider les résultats des capteurs passifs ETP (cf. § 1.3.3 Mesures dans les écosystèmes de proximité, p. 155), nous avons commandé 30 tubes à diffusion passive pour NO₂ chez GRADKO INTERNATIONAL LIMITED, le principal fournisseur des AASQA. Sur 3 semaines (août - sept. 99), 27 mesures ont été effectuées, mettant en parallèle un capteur passif ETP (préparé et analysé à l'EPLD 64) et un tube à diffusion (préparé et analysé par GRADKO[®]). Les 3 derniers tubes constituaient les « blancs ». Parmi ces 27 mesures, 5 couples ont été retirés de la série : 4 résultats GRADKO[®] étaient aberrants (2436,48 µg/m³ par exemple)¹¹². Enfin, le 5^{ème} couple retiré de la série correspond à la destruction du capteur.

¹¹² Pour expliquer ces valeurs, la société GRADKO[®] nous a fourni l'explication suivante : quelques grilles en acier inoxydable qui servent de support à la solution à base de TEA (triéthanolamine, solution fixant le dioxyde d'azote ; cf. § 1.3.7.9, p. 174) n'auraient pas les mêmes « hautes qualités standard » que les autres et auraient réagi avec la solution d'analyse.

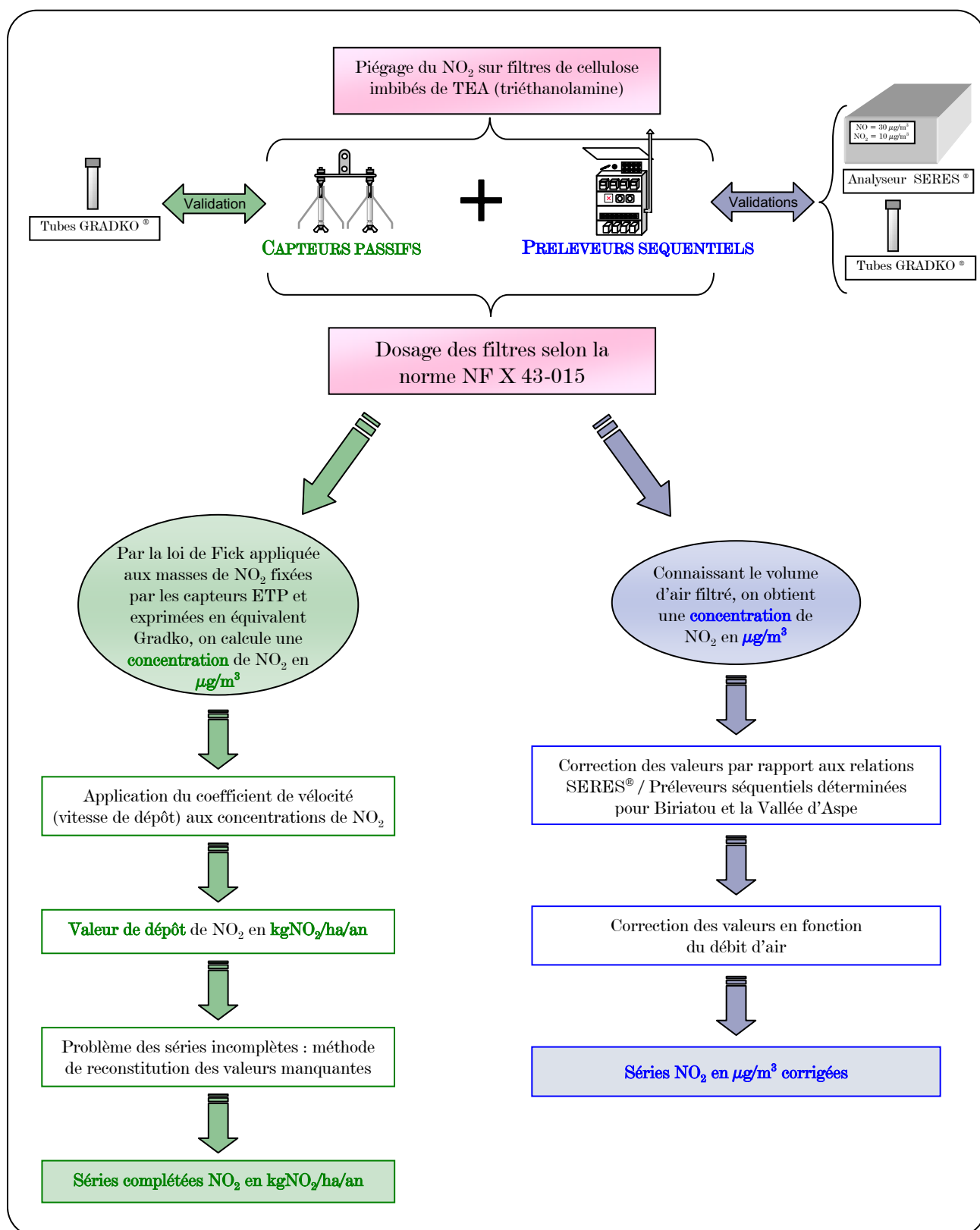


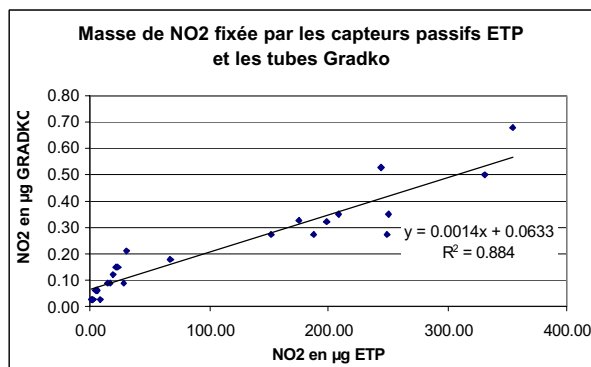
Figure 27 : Mesures du dioxyde d'azote (NO₂) : chaîne de traitement et de validation

Ainsi, la série sur laquelle repose notre validation compte 22 couples de mesures effectuées dans des sites et des conditions différentes.

2.1.1.2 Validation des masses de dioxyde d'azote fixées

Référence	Type de site	NO ₂ en µg GRADKO®	NO ₂ en µg ETP
TUN-W1900-R	Montagnard de fond (1900 m de la route)	0,03	2,60
ORR-E1-R	Montagnard chaussée	0,15	22,90
BED-E180-R	Montagnard de proximité (180 m de la route)	0,06	6,35
CAS-E800-R	Montagnard de fond (800 m de la route)	0,03	2,99
SAR-E1-R	Montagnard chaussée	0,15	22,04
BED-E180-S	Montagnard de proximité (180 m de la route)	0,06	4,52
CAS-E1-S	Montagnard chaussée	0,21	31,25
ORR-E1-S	Montagnard chaussée	0,09	14,12
SAR-E1-S	Montagnard chaussée	0,12	19,87
BED-E180-T	Montagnard de proximité (180 m de la route)	0,03	8,33
CAS-E1-T	Montagnard chaussée	0,18	66,96
ORR-E1-T	Montagnard chaussée	0,09	17,79
SAR-E1-T	Montagnard chaussée	0,09	28,73
SAM Haut-1	Urbain – 4,65 mètres de haut	0,33	175,73
SAM Bas-1	Urbain – 2,50 mètres de haut	0,27	187,52
SAM Haut-2	Urbain – 4,65 mètres de haut	0,27	249,28
SAM Bas-2	Urbain – 2,50 mètres de haut	0,35	249,75
SAM Haut-3	Urbain – 4,65 mètres de haut	0,35	208,14
SAM Bas-3	Urbain – 2,50 mètres de haut	0,32	199,35
BIR 7,65 m-1	Autoroutier portique 7,65 m de haut	0,68	355,1
BIR 7,65 m-2	Autoroutier portique 7,65 m de haut	0,53	244,7
BIR Bas-côté	Autoroutier bas-côté	0,50	330,8

Les quantités de dioxyde d'azote fixées par les capteurs passifs ETP et les tubes GRADKO® sont très éloignées du point de vue quantitatif : moins de 0,7 µg de dioxyde d'azote se fixe sur les grilles en acier des tubes alors que la masse de dioxyde d'azote fixée sur les filtres en cellulose des capteurs passifs ETP peut atteindre 350 µg. Ceci s'explique par le fait que les deux systèmes sont très différents. Ce qui importe de remarquer, c'est la relation linéaire qu'il existe entre les masses de polluants retenues par les deux types d'appareillage et dont le coefficient de détermination est bon ($r^2 = 0,88$) ; cette courbe a déjà été présentée au § 1.3.7.9.4.1 Concentrations en dioxyde d'azote (NO₂), p. 176. Il en a été conclu que les capteurs utilisés montrent une très bonne cohérence avec le système de référence GRADKO®.



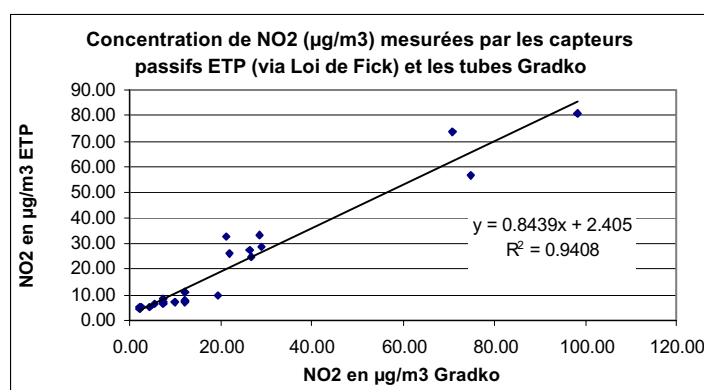
Graphique 9 : Relation entre la masse de dioxyde d'azote fixée par les capteurs ETP et les tubes GRADKO®

On a vu précédemment que les tubes à diffusion passive tels que les tubes GRADKO® permettent d'estimer la concentration grâce à l'existence d'une zone de diffusion moléculaire où peut s'appliquer la loi de FICK (cf. § 1.3.7.9.4.1 Concentrations en dioxyde d'azote (NO₂), p. 176). Ainsi, la qualité de la fonction statistique liant les deux systèmes permet d'exprimer les quantités fixées par les capteurs ETP en équivalents GRADKO®, pour ensuite leur appliquer la loi de Fick et estimer les concentrations en dioxyde d'azote.

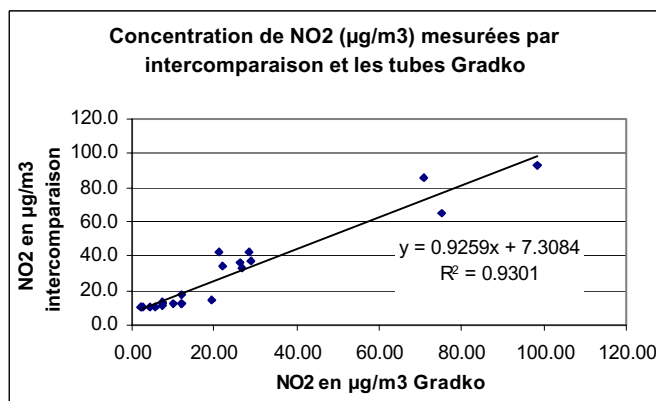
2.1.1.3 Validation des concentrations de dioxyde d'azote

Référence	Type de site	NO ₂ en µg/m ³ GRADKO®	NO ₂ en µg/m ³ ETP (via Fick) (cf. § 1.3.7.9.4.1)	NO ₂ en µg/m ³ ETP intercomparaison
TUN-W1900-R	Montagnard de fond (1900 m de la route)	2,42	1.54	10.0
ORR-E1-R	Montagnard chaussée	12,04	12.57	12.6
BED-E180-R	Montagnard de proximité (180 m de la route)	4,28	6.07	10.3
CAS-E800-R	Montagnard de fond (800 m de la route)	2,14	2.24	10.0
SAR-E1-R	Montagnard chaussée	11,96	12.38	12.4
BED-E180-S	Montagnard de proximité (180 m de la route)	5,54	4.34	10.3
CAS-E1-S	Montagnard chaussée	19,42	14.15	14.2
ORR-E1-S	Montagnard chaussée	7,24	10.12	11.4
SAR-E1-S	Montagnard chaussée	9,79	11.85	12.2
BED-E180-T	Montagnard de proximité (180 m de la route)	2,15	7.44	10.6
CAS-E1-T	Montagnard chaussée	12,01	18.02	17.5
ORR-E1-T	Montagnard chaussée	7,30	11.29	12.0
SAR-E1-T	Montagnard chaussée	7,19	13.72	13.4
SAM Haut-1	Urbain – 4,65 mètres de haut	26,92	22.91	32.6
SAM Bas-1	Urbain – 2,50 mètres de haut	22,04	23.24	34.1
SAM Haut-2	Urbain – 4,65 mètres de haut	21,35	24.69	42.1
SAM Bas-2	Urbain – 2,50 mètres de haut	28,46	24.70	42.2
SAM Haut-3	Urbain – 4,65 mètres de haut	28,86	23.77	37.1
SAM Bas-3	Urbain – 2,50 mètres de haut	26,45	23.55	36.0
BIR 7,65 m-1	Autoroutier portique 7,65 m de haut	28,46	32,93	42,2
BIR 7,65 m-2	Autoroutier portique 7,65 m de haut	28,86	28,68	37,1
BIR Bas-côté	Autoroutier bas-côté	26,45	27,68	36,0

Pour valider les concentrations estimées par les capteurs passifs ETP, nous mettons en parallèle 3 séries de valeurs (cf. § 1.3.7.9.4.1 Concentrations en dioxyde d'azote (NO₂), p. 176) : (a) les concentrations mesurées par les tubes GRADKO® (mesures fournies par la société GRADKO®) et considérées comme la référence ; (b) les concentrations estimées par les capteurs passifs ETP via la mise en équivalence des masses de dioxyde d'azote fixées par ces deux systèmes ; (c) les concentrations estimées par les capteurs passifs ETP par intercomparaison, selon la méthode proposée par l'INERIS et normalisée par J.L. HOUDRET.



Graphique 10 : Relation entre la concentration de dioxyde d'azote mesurée par les capteurs ETP (via la loi de FICK) et les tubes GRADKO®



Graphique 11 : Relation entre la concentration de dioxyde d'azote mesurée par les capteurs ETP (intercomparaison) et les tubes GRADKO®

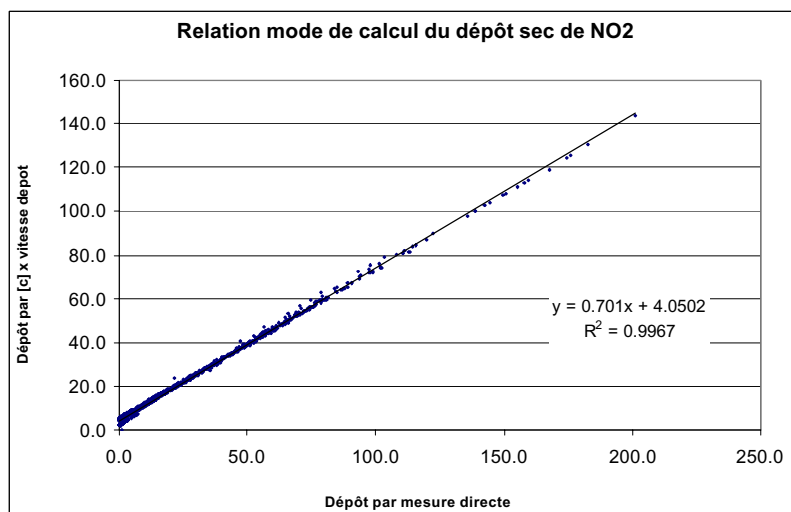
On voit que les deux méthodes d'évaluation montrent de bonnes relations avec la référence GRADKO®. Notons cependant que les valeurs offrent une meilleure concordance entre les concentrations estimées via la loi de FICK notamment pour les valeurs les plus faibles qui sont surestimées par l'intercomparaison. Par la suite, les concentrations des capteurs passifs ETP seront donc estimées selon cette méthode. Les écarts entre la référence (GRADKO®) et la mesure ETP ne dépassent pas $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, une marge raisonnable. En effet, si l'on se réfère à l'étude comparée des deux analyseurs en continu (cf. § 2.2.3.1 Validation des résultats du SERES® NOX 2000, p. 195) dont on souligne qu'ils constituent la référence actuelle en matière de suivi de la qualité de l'air par les AASQA, on observe une différence moyenne d'évaluation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ⁽¹¹³⁾. Ces aspects seront détaillés ultérieurement mais sont évoqués ici afin de permettre de relativiser les différences observées ici.

Pour finir avec le volet consacré aux mesures de concentration, il semble important de rappeler que les valeurs enregistrées par nos appareils constituent la fourchette basse des teneurs réelles car il est reconnu que les systèmes passifs sous-estiment les teneurs réelles de l'air d'environ 20 %. Enfin, nos mesures ont été effectuées au printemps et en été, les périodes où les concentrations en dioxyde d'azote sont les plus basses.

¹¹³ La Directive européenne d'avril 1999 stipule que l'incertitude sur les mesures en continu (de SO₂ et de NO_x) doit rester inférieure à 15% au voisinage de la valeur limite [FANGEAT, COLOSIO et STOEBEL, 2001, p. 4].

2.1.1.4 Validation des dépôts de dioxyde d'azote

Pour valider les mesures des dépôts secs de dioxyde d'azote, nous comparons les résultats obtenus par plusieurs méthodes : le dépôt mesuré directement et le dépôt estimé par flux de dépôt (concentration x vitesse de dépôt). On note une bonne corrélation entre elles (cf. Graphique 12).



Graphique 12 : Relation entre le dépôt sec de dioxyde d'azote estimé directement et selon la vitesse de dépôt du dioxyde d'azote appliquée aux concentrations

On préférera estimer le dépôt sec par la méthode de la vitesse de dépôt pour plusieurs raisons : en estimant les dépôts secs selon le procédé généralement utilisé, on répond ainsi à la critique faite selon laquelle les dépôts directs mesurés avec les capteurs passifs mis au point dans le cadre du programme ETP et ouvert aux turbulences mesurent plus un « potentiel de dépôt » qu'un dépôt réel. Il est vrai qu'à travers cette méthode, on intègre les résistances a, b et c (cf. §3.2.1 Processus de déposition sèche, p. 132) ce qui n'est pas le cas avec la mesure directe du dépôt. De fait, la méthode du flux de dépôt donne des valeurs inférieures près de la source, au bord des voies, là où les perturbations aérodynamiques liées au passage des véhicules sont importantes et entraîne une surestimation de la mesure directe. Parallèlement, les valeurs de dépôt obtenues par ce moyen sont supérieures dans les secteurs éloignés et où les concentrations sont les plus faibles. En fait, cette méthode permet de contrecarrer les différences observées entre capteurs passifs ETP et tubes GRADKO[®], à savoir une surestimation des capteurs ETP dans les zones avec de fortes teneurs et soumises à un important brassage de l'air et une sous-estimation dans les secteurs éloignés.

La seconde raison nous faisant préférer l'évaluation du dépôt par flux de dépôt est qu'elle nous permet de tirer meilleur parti des ressources bibliographiques sur ce sujet. En effet, cette méthode, plus répandue, constitue une passerelle pour l'utilisation des acquis d'autres travaux de recherches. L'importance de ce point apparaîtra plus tard dans cette

thèse, lorsqu'il sera nécessaire d'évaluer les dépôts azotés totaux (et non plus seulement le dépôt de dioxyde d'azote) pour faire aboutir notre démarche.

2.1.2 Reconstitutions des mesures de dépôt manquantes

Nos séries de mesures sont parfois incomplètes ; quelques valeurs manquent, dues au vandalisme sur le terrain, à l'exception des semaines I et J de la campagne de mesure de Biriadou dont les résultats ont malheureusement été perdus lors d'une défaillance informatique. Voici comment nous les avons reconstitués.

2.1.2.1 Méthode

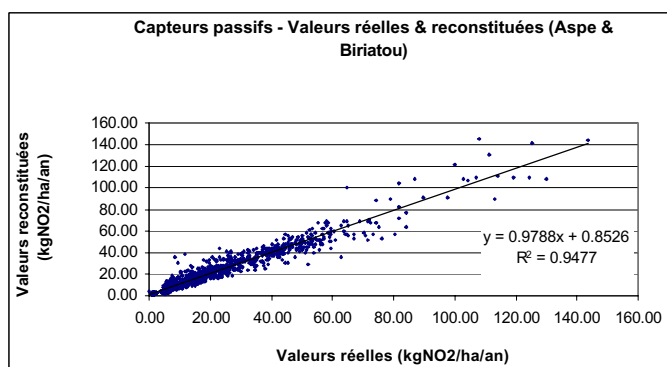
Les valeurs manquantes ont été estimées selon la formule suivante, utilisée dans les AASQA, et notamment à AIRAQ [TEYSSEYRE, 1999, comm. verb.] :

$$\text{Valeur manquante} = \sum_{i=1}^n \frac{\text{Moyenne de la semaine avec point}}{\text{Moyenne de la semaine } i} \times \text{Moyenne du site avec point manquant durant la campagne}$$

2.1.2.2 Validité des données reconstituées

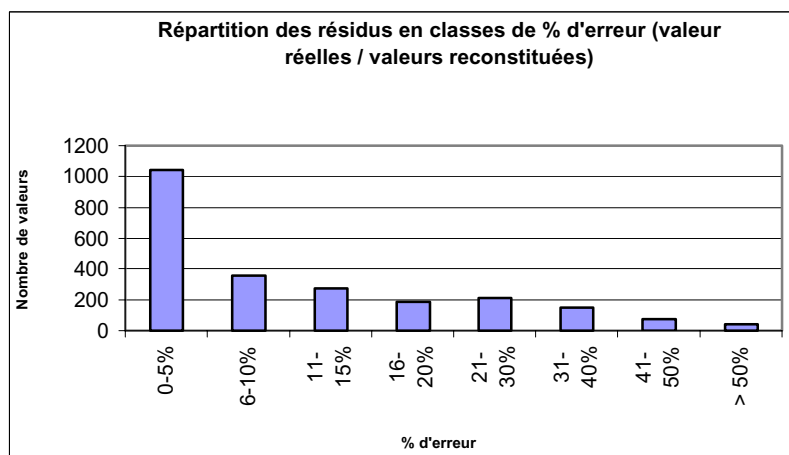
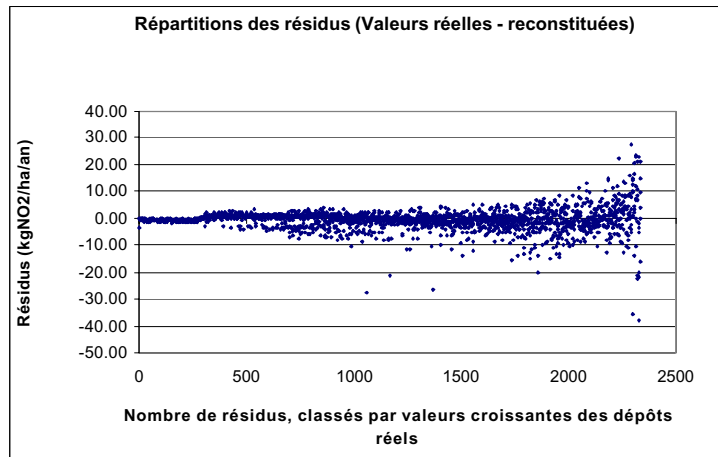
Pour vérifier la validité de la formule utilisée, nous l'avons appliquée à l'ensemble des matrices afin de comparer les valeurs réelles aux valeurs reconstituées. Cette comparaison repose sur plus de 2300 couples de mesures.

Sur la base des deux campagnes de terrain, le Graphique 13 montre la très bonne corrélation qui lie valeurs réelles et valeurs reconstituées. L'étude des résidus (cf. Graphique 14) confirme la qualité de la technique de reconstitution : la forme linéaire du nuage en est un signe ; on note une dégradation pour les valeurs hautes (évasement du nuage) mais cela ne concerne qu'une minorité de résidus. En effet, la très grande majorité des écarts entre valeurs réelles et valeurs reconstituées sont minimales (moins de 5 % d'erreur ; cf. Graphique 15). Seules quelques valeurs montrent des écarts importants.



Graphique 13 : Relation entre les valeurs mesurées et les valeurs reconstituées du dépôt en $\text{kg NO}_2/\text{ha/an}$

Graphique 14 : Répartition des résidus de la corrélation entre valeurs mesurées et les valeurs reconstituées pour les mesures passives

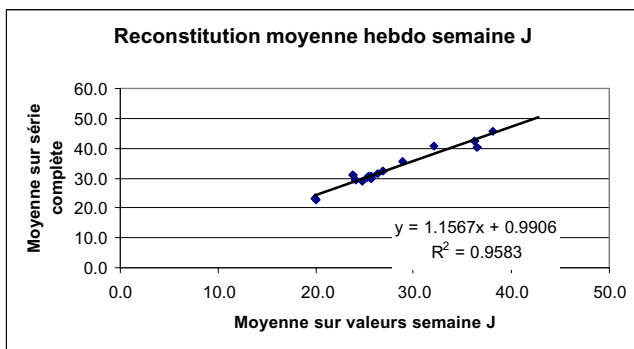
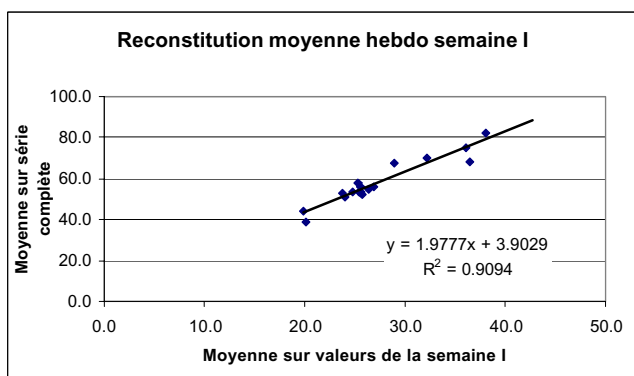


Graphique 15 : Répartition des résidus en classes de % d'erreur

2.1.1.2.3 Précisions concernant la reconstitution des semaines I et J à Biriadou

Pour les semaines I et J de la campagne Biriadou (perte de données liée à un incident informatique), on a procédé de la même manière, en établissant au préalable un réajustement de la valeur de la moyenne de ces deux semaines : en effet, le nombre de données manquantes pour ces deux semaines étant important, le calcul de la moyenne est erroné. Nous avons donc préalablement estimé la valeur théorique de la moyenne de ces deux semaines.

Nous disposons, pour la semaine I, de 17 valeurs et pour la semaine J de 44 valeurs. Deux séries de moyennes ont été calculées pour l'ensemble de la campagne avec les 17 valeurs de la semaine I et les 44 de la semaine J, que l'on a ensuite mises en relation avec les moyennes hebdomadaires réelles (cf. Graphiques 16).



Graphiques 16 : Reconstitution de la moyenne hebdomadaire des semaines I et J de la campagne de Biriato

Les régressions linéaires établies entre moyennes calculées à partir de quelques valeurs et séries complètes étant très bonnes, nous avons établi une moyenne hebdomadaire théorique pour les semaines I et J sur lesquelles nous avons basé le calcul des données manquantes.

Toutefois, ces deux séries reconstituées ne seront utilisées que pour une présentation chronologique de l'évolution des valeurs NO₂ sur les 4 mois de mesures, afin d'éviter une interruption dans la campagne de mesure. Ces séries ne feront en aucun cas l'objet de traitement ou ne serviront de support à la réflexion.

2.1.2.4 Précisions concernant la reconstitution des mesures hebdomadaires en vallée d'Aspe

En vallée d'Aspe, à partir d'un mois et demi de mesure, du fait des concentrations très faibles (limite de détection des méthodes analytiques employées), nous avons décidé d'allonger la durée d'exposition pour tous les capteurs hormis ceux placés directement sur la chaussée. C'est pourquoi nous ne disposons que d'une valeur toutes les deux semaines pour la plupart des capteurs passifs.

Toutefois, pour faciliter certains calculs et mises en relation, nous avons voulu répartir semaine par semaine la valeur unique de dépôt obtenue pour 2 semaines.

Le principe de répartition est très simple : seuls les capteurs situés à plus de 50 m de la route ont été exposés 15 jours ; ce qui fait que les 18 capteurs situés à grande proximité de la chaussée sont renseignés pour chaque semaine. En établissant la moyenne hebdomadaire sur ces capteurs, on définit à quelle hauteur (en %) chacune des 2 semaines a contribué au total des deux. On applique ensuite ce % aux valeurs obtenues aux capteurs exposés 2 semaines.

2.1.3 Valeurs du dépôt de dioxyde d'azote dans les écosystèmes proches des axes routiers

A ce stade, après avoir passé nos mesures au filtre des différents calculs et corrections évoqués dans les pages précédentes, nous sommes en mesure de présenter les valeurs de dépôts en dioxyde d'azote évaluées pour le site de Biriadou et pour la vallée d'Aspe. Dans ce dernier cas, deux tableaux sont proposés : le premier présentent les données bimensuelles ; le second, les valeurs réparties à l'échelle hebdomadaire. Les valeurs imprimées sur fond grisé ont été reconstituées.

Tableau 22 : Biriadou (kgNO₂/ha/an) du 4 mai au 13 septembre 1998

	A 4 au 11 mai	B 11 au 18 mai	C 18 au 25 mai	D 25 mai au 1 juin	E 1 au 8 juin	F 8 au 15 juin	G 15 au 22 juin	H 22 au 29 juin	I 29 juin au 5 juillet	J 5 au 12 juillet	K 12 au 19 juillet	L 19 au 27 juillet	M 27 juil. au 3 août	N 3 au 10 août	O 10 au 17 août	P 17 au 24 août	Q 24 au 31 août	R 31 août au 7 sept.	S 7 au 13 sept.	Moy.
CAL-N240	6.6	8.8	9.6	7.2	8.7	10.2	9.1	9.2	14.2	11.4	7.4	8.4	8.7	9.3	10.7	9.2	9.3	15.4	11.1	9.7
CAL-N520	8.1	11.3	16.0	14.3	12.5	12.4	13.9	12.3	17.0	17.7	15.6	18.1	11.6	23.6	14.3	12.9	15.5	21.4	13.8	14.9
CAL-S110	7.9	14.0	15.9	11.1	11.9	14.9	10.8	11.8	16.2	16.6	9.9	12.1	12.3	15.2	15.5	16.3	12.6	16.6	23.5	13.9
CAL-S800	5.1	6.9	7.5	6.8	6.6	4.5	8.3	7.6	11.9	8.2	6.0	6.8	7.2	9.3	9.1	5.5	6.7	8.8	8.8	7.4
DOU-0	42.2	55.7	50.4	41.9	48.0	49.5	47.7	41.5	44.2	48.7	43.5	48.0	55.9	56.9	63.8	71.8	80.6	58.7	55.1	52.8
DOU-N175	13.0	15.7	23.4	23.2	17.2	23.5	16.0	19.5	30.8	24.6	15.7	22.7	17.5	20.5	22.2	19.0	20.3	30.3	25.3	21.1
DOU-N380	6.5	8.6	11.0	9.7	10.0	13.1	8.8	10.8	14.5	11.6	9.2	11.2	10.5	11.7	12.9	6.7	10.3	12.4	5.8	10.3
DOU-S120	12.8	18.6	24.1	12.4	15.6	16.8	12.8	14.6	25.9	20.7	11.9	14.0	14.5	16.7	18.7	18.7	19.5	22.9	25.4	17.7
DOU-S270	6.4	9.7	12.7	8.9	10.7	11.7	11.7	10.3	17.3	13.8	10.2	10.6	10.6	12.7	12.8	13.1	11.2	15.1	14.9	11.8
LU1-N1	37.5	35.1	25.7	23.7	27.2	33.8	37.1	19.9	49.3	39.4	23.2	29.7	33.0	30.4	43.5	29.1	40.1	42.5	40.7	33.7
LU1-N100	18.1	19.3	18.1	20.0	21.0	25.4	19.8	14.3	29.2	23.3	14.1	16.5	17.5	17.8	19.2	18.3	15.0	27.5	25.0	20.0
LU1-N280	9.9	13.0	12.9	13.8	15.0	17.5	13.6	14.8	27.0	21.6	18.2	23.1	7.4	24.9	24.0	20.2	15.9	34.8	23.4	18.5
LU1-N550	7.5	8.0	8.1	9.2	8.0	10.8	8.5	9.5	14.8	11.8	7.2	8.9	10.3	10.2	11.3	11.8	9.8	14.0	12.5	10.1
LU1-N730	8.1	10.4	14.8	14.7	14.2	14.4	13.2	14.1	21.8	17.4	13.3	14.4	15.1	16.2	14.1	15.9	15.5	19.7	15.9	14.9
LU1-S1	53.6	57.4	74.6	44.3	72.5	64.7	62.8	71.9	60.1	80.1	64.2	71.6	68.9	81.7	89.7	74.5	84.3	74.4	79.2	70.0
LU1-S150	11.4	11.6	14.4	9.8	11.8	11.5	13.3	14.6	22.0	52.7	9.6	11.1	10.9	15.3	19.6	7.3	11.5	14.6	15.3	15.2
LU1-S300	5.5	9.6	10.9	7.2	10.2	10.3	8.8	8.7	13.2	10.5	7.7	8.5	9.2	11.9	11.7	5.9	8.6	11.3	6.8	9.3
LU1-S45	19.9	22.5	17.7	16.1	24.7	19.6	27.5	30.3	38.4	30.7	26.4	25.4	24.7	33.7	29.9	26.9	29.0	30.8	33.0	26.7
LU1-S660	5.8	8.6	10.0	7.6	9.4	9.6	8.7	8.5	14.2	11.3	7.8	9.7	9.6	10.9	10.1	11.2	8.3	12.1	10.6	9.7
LU2-N1	30.8	36.9	49.5	37.0	44.4	43.3	43.9	42.0	33.8	55.4	39.4	44.3	52.0	48.5	63.6	45.8	53.2	54.1	59.3	46.2
LU2-N280	8.1	9.4	9.4	9.6	10.6	11.4	9.4	12.1	16.6	13.2	8.5	10.2	7.4	11.9	13.5	12.7	10.6	16.8	13.7	11.3
LU2-N30	13.9	15.4	13.0	13.7	13.8	16.2	16.4	14.1	24.5	19.6	11.0	13.4	15.2	19.5	16.6	16.7	21.9	24.2	19.4	16.8
LU2-S1	49.8	53.2	55.9	39.8	54.4	51.8	37.2	45.5	36.3	42.0	36.2	45.2	44.3	51.7	57.9	46.1	57.0	59.2	75.2	49.4
LU2-S100	12.4	16.5	22.5	14.4	17.1	14.2	15.3	14.9	24.0	19.2	12.4	13.7	14.2	17.8	21.3	14.5	17.4	17.2	18.3	16.7
LU2-S25	34.6	34.2	38.7	27.6	34.4	27.7	29.8	26.6	23.9	34.5	25.7	28.3	26.5	33.0	38.4	27.1	30.8	37.0	11.8	30.0
LU2-S300	6.2	9.7	9.5	8.2	9.3	9.9	9.2	8.8	13.3	10.6	7.6	8.9	9.2	12.2	11.8	6.3	9.0	11.4	7.2	9.4
LU2-S630	7.3	7.9	8.8	6.6	8.4	7.9	7.2	7.1	12.5	10.0	6.9	7.6	8.0	9.6	8.6	9.2	7.1	9.9	9.8	8.4
PEA-0	64.7	87.1	104.1	97.9	130.2	114.1	81.8	124.6	163.9	131.1	113.1	119.1	107.4	111.4	108.2	102.8	100.0	125.6	143.7	112.1
PEA-N1	23.6	37.4	23.3	24.5	23.4	35.3	21.7	13.6	41.4	33.1	13.5	25.8	34.9	21.5	25.6	29.5	19.9	42.2	47.6	28.3
PEA-N30	16.4	23.8	16.9	20.3	18.2	27.0	13.7	10.7	27.5	22.0	10.7	14.7	16.6	13.8	16.6	16.1	15.2	27.7	29.0	18.8
PEA-N350	8.4	8.6	8.9	9.1	9.5	11.7	9.4	9.7	15.9	12.7	7.4	9.4	9.8	10.2	12.8	11.7	11.4	16.6	13.1	10.9
PEA-N600	7.8	9.1	8.9	11.9	9.9	12.5	9.6	10.8	17.4	13.9	9.6	11.1	11.0	11.1	13.4	13.5	12.0	18.4	14.4	11.9
PEA-S1	44.6	34.5	28.4	19.9	38.4	30.9	36.9	33.0	49.4	32.1	27.3	30.8	34.5	35.5	37.5	33.5	8.4	41.4	38.5	33.4
PEA-S160	7.9	10.6	16.7	12.7	15.2	13.7	14.4	13.8	22.1	17.7	13.2	13.3	13.2	16.4	16.5	15.3	17.1	21.3	16.1	15.1
PEA-S30	20.6	25.7	21.2	14.1	19.5	16.7	20.2	14.3	28.3	22.6	14.5	16.3	16.7	17.4	18.4	16.1	20.5	24.5	20.5	19.4
PEA-S400	10.4	14.6	18.3	13.1	14.6	13.6	15.1	12.3	21.1	16.9	12.9	12.9	11.6	16.5	12.6	13.4	15.0	17.8	12.2	14.5
Pont1	22.7	26.0	39.6	25.6	37.3	45.5	36.7	44.2	40.6	42.5	30.5	39.6	40.7	49.5	54.4	50.9	40.4	49.9	54.9	40.6
Pont2	53.8	59.2	43.8	30.5	42.6	39.0	42.2	40.7	32.3	36.8	26.6	44.4	39.4	52.4	58.3	40.6	56.3	52.9	56.4	44.6
SJ1-N1	49.9	50.0	44.1	41.8	46.3	46.9	53.2	56.9	50.2	58.6	48.4	45.9	57.3	65.2	82.0	52.3	60.5	58.2	72.2	54.7
SJ1-N20	23.4	19.2	15.2	17.2	16.2	17.0	25.5	17.9	32.3	25.8	16.5	21.5	21.3	24.3	33.4	19.9	25.7	24.5	23.3	22.1
SJ1-N220	18.0	11.5	10.7	16.7	12.2	12.3	14.9	12.1	21.7	17.3	10.9	13.5	14.1	14.0	20.0	12.3	15.4	18.6	15.4	14.8
SJ1-S1	45.7	43.8	41.4	30.2	46.7	46.5	49.3	52.5	28.1	44.4	36.6	40.4	48.2	59.4	84.1	49.5	66.9	52.5	56.6	48.6
SJ1-S1050	5.8	12.6	9.4	8.6	9.7	9.9	9.3	9.6	15.8	12.6	9.8	10.2	10.8	12.1	12.8	9.2	12.0	13.0	11.8	10.8
SJ1-S1340	6.0	9.4	7.5	7.2	8.9	9.1	7.6	8.8	13.4	10.7	7.0	8.1	8.7	10.8	10.9	7.6	10.0	11.5	10.7	9.1
SJ1-S1700	5.5	9.7	6.9	6.8	7.0	7.3	7.2	7.5	11.4	9.1	5.6	6.4	6.7	7.8	9.9	6.2	8.0	9.6	9.2	7.8
SJ1-S20	19.8	22.3	22.1	16.9	21.7	24.6	22.6	29.1	36.8	21.9	16.7	25.9	26.1	25.3	39.0	23.2	27.3	31.6	27.0	25.3
SJ1-S200	9.2	13.5	15.6	16.0	14.7	19.5	15.8	14.9	28.3	19.9	15.6	23.6	16.7	25.4	25.6	16.3	20.5	28.2	24.5	19.1
SJ1-S280	9.0	14.4	12.0	10.7	12.5	15.0	7.5	13.9	21.0	14.3	10.1	14.4	12.6	16.3	16.9	13.1	15.0	20.3	20.4	14.2
SJ1-S550	6.3	8.6	7.6	8.3	8.6	9.3	8.8	8.3	14.2	9.7	6.9	9.1	9.3	10.8	12.3	8.3	10.4	12.8	12.6	9.6
SJ1-S760	6.1	9.2	7.7	7.3	7.5	9.0	8.5	8.2	13.2	8.9	6.2	8.4	8.8	9.4	11.6	7.7	9.8	11.5	11.2	9.0
SJ2-N120	11.7	13.5	13.3	12.8	12.0	13.2	13.6	11.9	21.0	12.9	9.8	14.4	15.1	16.0	18.6	11.2	14.8	16.6	17.1	14.2
SJ2-S400	7.7	10.9	14.0	11.4	10.8	12.9	11.2	11.0	19.0	12.4	11.0	12.3	11.8	14.9	14.7	10.4	14.1	17.4	16.0	12.8
SJ2-S530	8.9	15.1	16.1	13.6	13.2	15.0	11.5	13.9	23.4	15.5	12.0	15.7	13.9	18.9	17.8	13.5	17.3	25.9	19.6	15.8
SJ2-S820	6.4	9.8	7.4	6.8	8.8	9.0	7.5	7.4	12.8	8.8	6.3	8.5	8.8	10.0	10.6	7.3	8.9	11.2	11.0	8.8
SJ2a-N1	44.1	32.9	26.8	32.8	36.9	32.3	32.2	42.4	36.3	46.8	32.4	38.9	48.3	58.9	70.6	40.5	45.7	52.1	65.0	42.9
SJ2a-N30	20.8	15.1	13.2	17.5	14.0	13.4	16.8	13.8	25.2	14.9	13.1	15.7	16.0	17.1	22.9	12.4	20.9	23.9	16.7	17.0
SJ2a-S1	42.3	36.5	28.9	31.1	38.2	36.1	34.9	40.1	60.1	38.0	25.7	35.6	37.6	49.1	53.0	37.0	42.0	45.8	61.0	40.7
SJ2a-S20	21.9	21.1	15.9	24.9	24.8	29.4	25.6	23.2	38.0	31.0	23.0	27.9	23.1	29.5	28.9	21.9	25.8	30.7	21.9	25.7
SJ2a-S200	8.7	13.6	14.2	14.9	15.2	16.2	14.4	16.5	23.1	16.5	13.4	14.7	16.0	17.8	17.3	13.3	16.0	20.1	15.4	15.6
SJ2b-N1	33.9	30.3	17.5	24.3	26.9	21.1	34.1	34.5	51.2	37.3	29.3	31.0	39.3	43.1	53.7	30.6	38.2	35.0	46.9	34.6
SJ2b-S1	40.8	50.0	42.3	28.1	38.5	43.8	40.4	45.7	30.6	45.7	34.2	38.6	40.8	53.2	67.0	41.4	45.4	45.6	53.4	43.4
SJ2b-S150	9.0	11.8	11.5	11.1	11.6	13.6	11.5	10.8	17.6	11.7	7.4	10.9	12.1	12.0	15.0	9.2	11.4	13.3	15.2	11.9
SJ2b-S20																				

Tableau 23 : Vallée d'Aspe (kgNO₂/ha/an) du 1^{er} avril au 18 août 1999

	A 1 au 8 avril	B 8 au 15 avril	C 15 au 22 avril	D 22 au 29 avril	E 29 avr. au 6 mai	F 6 au 13 mai	G 13 au 19 mai	H 19 au 26 mai	I 26 mai au 2 juin	J 2 au 9 juin	K 9 au 16 juin	L 16 au 23 juin	M 23 au 30 juin	N 30 juin au 7 juillet	O 7 au 14 juillet	P 14 au 21 juillet	Q 21 au 28 juillet	R 28 juil. au 4 août	S 4 au 11 août	T 11 au 18 août	Moy.
BED-E1	8.5	7.4	5.6	6.4	8.3	6.2	8.1	6.7	7.7	6.8	7.6	5.9	9.0	6.5	9.9	8.4	9.3	8.3	11.0	13.4	8.0
BED-E110	5.9	5.3	5.3	5.0	5.4	4.9		2.8		2.7		2.7		2.9		2.9		3.0		3.2	4.0
BED-E180	5.4	5.1	4.9	4.9	5.1	4.8		2.7		2.7		2.5		2.7		2.9	6.0	4.7	5.9	5.1	4.4
BED-E30							6.3	5.1		3.3		2.8		3.5		3.4		3.5		3.6	3.9
BED-E600	4.7	4.9	4.9	4.8	4.9	4.6		2.6		2.5		2.5		2.6		3.0		3.0		3.5	3.7
BED-W1100	4.7	4.9	4.9	5.5	4.8	4.6		2.6		2.6		2.6		2.8		2.9		2.7		3.8	3.8
BED-W370	0.0	5.1	5.0	4.9	3.6	3.7		3.7		2.6		2.5		2.7		2.8		2.7		3.0	3.2
BED-W820	4.8	4.8	4.9	4.8	4.8	4.6		2.6		2.6		2.7		2.8		2.8		2.7		2.8	3.7
CAS-E1	10.8	9.3	8.1	8.8	9.3	9.4	10.0	8.7	10.9	9.0	12.2	8.4	10.9	8.9	12.7	9.6	14.9	12.5	14.3	11.9	10.5
CAS-E150	5.4	5.0	5.2	4.8	5.0	5.0		2.6		2.6		2.7		2.8		3.1		2.8		3.2	3.9
CAS-E80	5.7	5.2	5.3	5.0	5.3	5.3		2.9		2.9		2.8		3.1		3.4		3.2		3.4	4.1
CAS-E800	4.7	4.7	4.9	4.6	4.8	4.6		2.5		2.5		2.4		2.6		2.7	6.0	4.4	5.7	4.8	4.1
FAR-E1	9.9	7.1	8.4	7.3	8.7	9.0	8.9	8.6	8.8	9.4	8.1	6.3	8.7	7.1	10.7	9.1	9.8	9.3	10.6	9.9	8.8
FAR-E30	6.6	5.4	6.1	5.4	5.3	6.2		6.2		2.9		3.0		3.3		3.9		4.2		3.8	4.9
FAR-W170	5.8	4.9	5.8	5.0	4.8	6.1		3.3		3.0		3.6		4.2		4.9		3.9		4.5	4.6
FAR-W60	6.3	4.9	5.7	5.1	5.0	6.1		2.9		2.6		2.8		2.9		3.4		3.3		3.3	4.2
GEY-E1	12.8	14.2	10.4	10.2	12.1	11.7	12.7	12.5	11.4	12.5	16.1	9.6	15.6	11.4	16.0	13.8	17.4	16.0	16.2	23.5	13.8
GEY-E20	6.1	5.9	5.6	5.4	6.3	6.1	6.7	5.8		3.2		3.3		3.5		4.4		4.2		4.4	5.1
GEY-E220	6.0	5.1	5.2	4.8	5.2	4.7		2.7		2.9		2.8		3.1		3.4		2.9		3.2	4.0
GEY-E700	4.7	4.9	5.0	4.7	4.8	4.4		2.5		2.5		2.5		2.6		2.7		2.5		2.7	3.6
ICH-E1	7.7	7.5	6.0	5.8	7.0	6.1	7.7	6.2	7.7	5.9	7.2	5.2	8.4	6.0	8.9	8.1	7.8	6.7	8.9	10.9	7.3
ICH-E1400	4.8	4.9	5.0	4.8	4.9	4.5		2.5		2.5		2.4		2.6		2.8		2.5		2.8	3.6
ICH-E1700	4.8	4.8	5.1	4.7	4.9	4.4		2.5		2.5		2.4		2.5		2.8		2.4		2.7	3.6
ICH-E30	6.2	6.0	4.9	5.1	6.0	5.1	6.3	4.9		2.9		2.6		2.8		3.7		3.7		4.3	4.6
ICH-E500	5.2	5.1	5.1	4.8	5.0	4.7		2.6		2.8		2.5		2.8		3.0		2.7		3.1	3.8
ICH-W1	8.5	8.2	6.5	6.0	6.8	5.6	8.0	5.8	7.0	6.8	7.0	5.1	8.0	5.7	8.5	8.4	8.4	6.5	8.8	12.2	7.4
ICH-W1350	5.1	4.9	5.1	4.7	4.8	4.7		2.6		2.6		2.5		2.7		2.8		2.6		3.0	3.7
ICH-W1900	5.0	4.9	5.1	4.7	4.8	4.7		2.6		2.6		2.5		2.8		3.0		2.6		3.0	3.7
ICH-W2400	5.2	4.9	5.1	4.8	4.9	4.8		2.6		2.6		2.6		2.8		3.0		2.7		3.2	3.8
ICH-W30	6.1	6.3	5.7	5.3	6.0	5.1	6.6	4.9		3.1		2.6		3.0		3.6		3.2		4.3	4.7
ICH-W400	6.2	5.3	5.3	5.0	5.1	4.9		2.8		2.7		2.6		2.8		3.0		3.2		3.2	4.0
ICH-W800	6.0	5.2	5.2	4.8	4.9	4.8		2.7		2.6		2.6		2.8		3.0		2.7		3.0	3.9
ORR-E1	6.1	5.8	5.4	5.8	5.9	5.4	5.2	5.1		5.3	5.5	5.2	5.9	5.3	6.2	6.1	5.9	5.9	6.2	6.8	5.7
ORR-W1	6.1	5.7	5.3	5.6	5.7	5.5	5.2	5.1	5.3	5.2	5.1	5.0	5.5	5.1	5.9	5.6	5.8	5.6	5.9	6.3	5.5
ORR-W20	7.3	5.4	5.2	4.9	5.0	5.2	5.0			2.8		2.7		2.9		3.0		3.1		3.2	4.3
ORR-W200	5.4	5.1	5.0	4.7	4.8	4.8				2.5		2.4		3.4		2.7		2.5		2.7	3.8
ORR-W360	6.3	5.1	4.9	4.8	4.8	4.8		2.4		2.5		2.4		3.1		2.6		2.5		2.7	3.8
PAU-W1	8.7	7.0	6.6	6.3	7.1	6.4	8.9	6.6	9.1	7.8	7.8	5.7	9.2	6.5	10.6	10.9	10.5	8.0	12.2	13.3	8.5
PAU-W30	7.8	6.7	6.2	5.8	6.7	5.9	7.2	5.5		3.6		3.0		3.5		4.5		3.6		4.9	5.4
PAU-W350	5.3	5.0	5.2	4.8	4.9	4.8		2.7		2.6		2.6		2.8		3.1		2.8		3.1	3.8
PAU-W500	5.6	5.0	5.2	4.7	5.0	5.0		2.8		2.7		2.6		2.9		3.1		2.8		3.1	3.9
PEY-90	4.9	5.0	5.1	4.8	4.9	5.1		2.8		2.8		2.5		2.6		2.8		2.9		2.8	3.8
PEY-B1	5.1	5.1	5.0	4.8	5.2	4.9	4.9	5.0	4.8	5.3	5.2	5.0	5.4	5.1	6.0	5.9	6.2	4.1		4.7	5.1
PEY-H1	5.2	5.3	5.2	5.0	5.2	5.2	5.1	5.4	5.1	5.3	6.4	5.3	6.1	5.4	6.7	6.2	6.4	6.9	5.7	6.6	5.7
SAR-E1	8.5	6.9	5.8	5.7	6.1	5.6	7.3	6.0	5.9	5.4	6.6	5.3	6.4	6.2	7.3	6.7	6.7	6.9	6.8	8.2	6.5
SAR-E100	6.0	5.2	5.3	4.9	5.1	5.0		2.8		2.7		2.8		3.0		3.1		2.8		2.7	4.0
SAR-E50	6.4	5.6	5.2	4.9	5.2	4.9	6.1	4.6		2.8		2.8		2.8		3.1		3.1		3.3	4.3
SAR-W1	9.1	7.0	5.9	5.6	6.6	5.9	7.3	6.7	6.4	6.1	7.0	5.8	6.9	6.3	7.4	8.7	7.5	8.1	7.3	10.4	7.1
SAR-W1200	5.0	4.9	5.0	4.7	4.7	4.6		2.5		2.5		2.4		2.7		2.8		2.6		2.8	3.6
SAR-W160	7.0	5.7	5.4	5.1	5.5	5.5		3.2		3.6		3.5		4.6		5.0		4.0		4.3	4.8
SAR-W1600	4.9	4.8						2.4		2.8		2.4		2.6		2.7		2.5		2.7	3.1
SAR-W2100	4.8	4.8	4.8	4.7	4.7	4.8		2.5		2.6		2.4		2.6		2.8		2.9		3.4	3.7
SAR-W2750	4.8	4.7	4.8	5.0	4.7	5.0		2.6		2.6		2.6		2.8		2.9		2.7		2.8	3.7
SAR-W3000	4.7	4.7	4.7	4.9	4.6	4.6		2.4		2.5		2.4		2.5		2.7		2.5		3.2	3.6
SAR-W330	5.7	5.1	5.0	5.1	5.0	5.1		2.6		2.7			2.1	4.9		3.0		2.8		2.9	4.0
SAR-W360	6.6	5.2	5.2	5.2	5.1	5.3		2.7		2.9			2.2	4.9		3.2		3.0		3.1	4.2
SOM-E1	5.0	4.9	5.0	5.4	5.0	5.2	4.8	4.9	4.9	5.0	5.0	4.8	5.2	5.0	5.2	5.4	5.6	5.6	5.3	6.3	5.2
SOM-E280	4.6	4.8	4.7	4.9	4.5	4.8		2.4		2.5		2.6		2.6		2.7		2.9		2.8	3.6
SOM-E30	4.7	5.0	4.9	5.1	4.8	5.1	4.8	4.9		2.5		2.7		2.6		2.8		3.1		2.9	4.0
TUN-W1	6.3	5.6	5.2	5.4	5.3	5.6	5.2	5.0	5.2	5.5	5.2	5.2	5.6	5.4	6.0	6.1	6.0	6.1	6.1	6.3	5.6
TUN-W1000	4.9	4.8	4.7	4.8	4.6	4.1		2.8		2.4		2.4		2.7		3.0		3.0		3.5	3.7
TUN-W1900	4.8	4.8	4.7	4.8	4.1	4.8		2.3		2.5		2.4		2.4		2.5	4.8	4.8	4.7	5.0	4.0
TUN-W350	4.6	4.9	4.7	4.9	4.7	3.7		2.6		2.6		2.5		2.6		2.8		2.6		2.8	3.6
UR1-E1	6.5	6.9	5.4	6.0	6.2	5.7	5.7	5.4	5.9	5.7	5.5	5.4	5.9	5.2	6.8	5.9	6.4	6.2	5.9	7.5	6.0
UR1-E100	5.3	5.2	4.9	5.1	4.8	5.0		2.4		2.5		2.5		2.5		2.6		2.6		2.7	3.7
UR1-E20	5.8	5.8	5.1	5.5	5.6	5.4	5.0	5.0		2.6		2.6		2.7		3.0		2.9		3.5	4.3
UR1-E40	5.3	5.5	5.0	5.2	5.0	5.2	4.8	4.8		2.6		2.5		2.5		2.8		2.7		2.8	4.1
UR1-E80	5.2	5.4	4.9	5.1	4.9	5.1		2.4		2.5		2.4		2.4		2.6		2.6		2.7	3.7
UR1-W1	6.7	6.6	5.4	5.9	5.9	6.3	5.6	5.4	5.5	5.5	5.7	5.3	5.9	5.4	6.5	6.1	6.2	6.4	6.3	6.9	6.0
UR1-W250	6.2	5.1	5.0	5.0	4.3	5.7		2.4		2.4		2.5		2.6		2.6		2.6		2.9	3.8
UR1-W300	5.4	5.3	4.9	5.1	4.4	6.0		2.5		2.5		2.5		2.7		2.7		2.9		2.6	3.8
UR1-W350	5.3	5.1	4.9	5.0	4.3	5.7		2.5		2.4		2.5		2.7		2.6		2.7		2.7	3.7
UR1-W50	5.7	5.8	5.1	5.2	4.9	4.2	5.6	4.8		2.5		2.5		2.5		2.6		2.8		2.7	4.1
UR1-W80	5.5	5.7	5.0	5.2																	

*Tableau 24 : Vallée d'Aspe (kgNO₃/ha/an) avec répartition des valeurs semaine par semaine
du 1^{er} avril au 18 août 1999*

	A 1 au 8 avril	B 8 au 15 avril	C 15 au 22 avril	D 22 au 29 avril	E 29 avr. au 6 mai	F 6 au 13 mai	G 13 au 19 mai	H 19 au 26 mai	I 26 mai au 2 juin	J 2 au 9 juin	K 9 au 16 juin	L 16 au 23 juin	M 23 au 30 juin	N 30 juin au 7 juillet	O 7 au 14 juillet	P 14 au 21 juillet	Q 21 au 28 juillet	R 28 juil. au 4 août	S 4 au 11 août	T 11 au 18 août	Moy.	
BED-E1	8.53	7.44	5.58	6.36	8.3	6.21	8.09	6.66	7.68	6.82	7.62	5.93	8.98	6.48	9.89	8.43	9.28	8.30	10.98	13.37	8.04	
BED-E110	5.87	5.27	5.33	4.99	5.43	4.93	1.45	1.31	1.39	1.34	1.47	1.18	1.58	1.31	1.52	1.41	1.57	1.45	1.47	1.70	2.60	
BED-E180	5.44	5.14	4.93	4.87	5.13	4.80	1.40	1.27	1.37	1.32	1.40	1.13	1.49	1.24	1.51	1.40	5.97	4.74	5.92	5.10	3.28	
BED-E30						6.29	5.09	1.70	1.64	1.57	1.27	1.89	1.58	1.74	1.62	1.85	1.70	1.68	1.95	2.26		
BED-E600	4.68	4.90	4.89	4.79	4.87	4.61	1.35	1.22	1.29	1.24	1.37	1.11	1.43	1.19	1.56	1.5	1.57	1.4	1.61	1.9	2.42	
BED-W1100	4.72	4.87	4.93	5.54	4.81	4.62	1.38	1.25	1.32	1.27	1.44	1.16	1.51	1.26	1.48	1.38	1.42	1.31	1.74	2.02	2.47	
BED-W370	0.00	5.05	4.97	4.93	3.6	3.7	1.93	1.75	1.33	1.28	1.36	1.10	1.46	1.21	1.45	1.35	1.43	1.32	1.37	1.59	2.11	
BED-W820	4.85	4.82	4.92	4.81	4.82	4.62	1.34	1.21	1.33	1.28	1.51	1.22	1.50	1.25	1.44	1.34	1.40	1.29	1.30	1.51	2.39	
CAS-E1	10.82	9.26	8.10	8.78	9.28	9.41	10.02	8.74	10.86	9.01	12.17	8.43	10.90	8.90	12.71	9.59	14.94	12.47	14.26	11.89	10.53	
CAS-E150	5.38	4.99	5.19	4.77	4.97	4.97	1.36	1.24	1.35	1.30	1.52	1.22	1.52	1.27	1.61	1.50	1.45	1.34	1.46	1.69	2.51	
CAS-E80	5.65	5.23	5.31	5.02	5.29	5.30	1.54	1.39	1.45	1.40	1.53	1.23	1.67	1.40	1.78	1.65	1.67	1.54	1.58	1.84	2.67	
CAS-E800	4.67	4.73	4.89	4.65	4.76	4.58	1.31	1.19	1.26	1.21	1.34	1.08	1.43	1.19	1.40	1.30	5.97	4.44	5.66	4.78	3.09	
FAR-E1	9.93	7.14	8.40	7.26	8.75	9.03	8.95	8.60	8.83	9.42	8.15	6.33	8.70	7.05	10.69	9.11	9.84	9.27	10.60	9.95	8.80	
FAR-E30	6.60	5.39	6.10	5.42	5.34	6.19	5.71	6.20	1.50	1.44	1.68	1.35	1.82	1.52	2.04	1.90	2.20	2.02	1.75	2.03	3.41	
FAR-W170	5.79	4.92	5.82	5.02	4.84	6.08	1.74	1.57	1.55	1.49	2.00	1.61	2.28	1.90	2.56	2.38	2.03	1.87	2.10	2.43	3.00	
FAR-W60	6.34	4.95	5.73	5.14	5.05	6.14	1.53	1.38	1.33	1.28	1.55	1.25	1.61	1.34	1.75	1.63	1.73	1.59	1.54	1.79	2.73	
GEY-E1	12.84	14.15	10.42	10.20	12.14	11.67	12.66	12.50	11.39	12.47	16.08	9.56	15.60	11.37	16.02	13.82	17.44	16.02	16.18	23.48	13.80	
GEY-E20	6.08	5.90	5.60	5.41	6.29	6.09	6.69	5.80	1.64	1.58	1.82	1.47	1.92	1.60	2.26	2.10	2.20	2.03	2.04	2.37	3.54	
GEY-E220	6.05	5.12	5.20	4.83	5.18	4.68	1.42	1.29	1.48	1.43	1.57	1.27	1.67	1.39	1.76	1.64	1.53	1.41	1.50	1.74	2.61	
GEY-E700	4.67	4.92	5.05	4.67	4.83	4.44	1.32	1.20	1.29	1.24	1.37	1.11	1.41	1.18	1.39	1.29	1.28	1.18	1.25	1.45	2.33	
ICH-E1	7.73	7.54	5.97	5.81	6.96	6.05	7.66	6.17	7.72	5.95	7.20	5.21	8.37	6.04	8.88	8.10	7.84	6.71	8.92	10.85	7.28	
ICH-E1400	4.83	4.93	4.97	4.76	4.88	4.45	1.33	1.20	1.30	1.25	1.34	1.08	1.39	1.16	1.44	1.34	1.29	1.19	1.28	1.49	2.34	
ICH-E1700	4.77	4.85	5.06	4.68	4.90	4.41	1.30	1.18	1.28	1.23	1.31	1.06	1.37	1.14	1.43	1.33	1.25	1.15	1.26	1.46	2.32	
ICH-E30	6.19	6.01	4.9	5.13	5.97	5.11	6.28	4.90	1.48	1.42	1.42	1.15	1.55	1.29	1.92	1.8	1.93	1.8	1.99	2.3	3.23	
ICH-E500	5.15	5.13	5.12	4.77	4.99	4.67	1.37	1.24	1.40	1.35	1.41	1.14	1.51	1.26	1.56	1.45	1.41	1.30	1.42	1.64	2.47	
ICH-W1	8.54	8.23	6.53	5.99	6.78	5.63	8.01	5.83	6.96	6.83	7.00	5.05	8.00	5.69	8.54	8.45	8.40	6.49	8.75	12.16	7.39	
ICH-W1350	5.09	4.90	5.15	4.73	4.81	4.70	1.35	1.22	1.32	1.28	1.39	1.13	1.45	1.21	1.46	1.35					2.66	
ICH-W1900	5.03	4.88	5.10	4.71	4.79	4.65	1.34	1.21	1.30	1.25	1.38	1.12	1.50	1.26	1.53	1.43	1.37	1.26	1.37	1.59	2.40	
ICH-W2400	5.23	4.93	5.15	4.77	4.91	4.78	1.39	1.26	1.35	1.20	1.42	1.14	1.54	1.28	1.55	1.44	1.43	1.32	1.46	1.69	2.47	
ICH-W30	6.11	6.28	5.72	5.33	5.98	5.07	6.58	4.94	1.56	1.50	1.46	1.18	1.65	1.37	1.87	1.74	1.67	1.54	2.01	2.33	3.29	
ICH-W400	6.20	5.29	5.30	4.96	5.13	4.95	1.45	1.31	1.35	1.30	1.43	1.16	1.53	1.28	1.57	1.46	1.68	1.55	1.47	1.71	2.60	
ICH-W800	6.01	5.24	5.19	4.83	4.92	4.77	1.41	1.28	1.34	1.29	1.42	1.14	1.51	1.26	1.55	1.44	1.40	1.29	1.39	1.62	2.51	
ORR-E1	6.07	5.77	5.37	5.8	5.9	5.43	5.16	5.13	5.29	5.53	5.25	5.18	5.91	5.28	6.17	6.13	5.88	5.87	6.16	6.78	5.70	
ORR-W1	6.07	5.71	5.28	5.6	5.7	5.48	5.21	5.07	5.32	5.15	5.06	4.96	5.50	5.09	5.87	5.63	5.78	5.63	5.94	6.34	5.52	
ORR-W20	7.25	5.39	5.15	4.89	5.01	5.22	5.02		1.42	1.37	1.50	1.21	1.55	1.30	1.56	1.45	1.60	1.47	1.50	1.74	2.93	
ORR-W200	5.44	5.12	5.01	4.73	4.81	4.80			1.27	1.23	1.32	1.06	1.86	1.55	1.39	1.30	1.31	1.21	1.27	1.47	2.56	
ORR-W360	6.31	5.12	4.93	4.77	4.78	4.78	1.28	1.16	1.26	1.22	1.32	1.07	1.69	1.41	1.34	1.25	1.29	1.19	1.25	1.45	2.44	
PAU-W1	8.65	7.01	6.61	6.34	7.07	6.39	8.86	6.58	9.14	7.80	7.79	5.89	9.24	6.51	10.57	10.93	10.51	8.01	12.23	13.33	8.46	
PAU-W30	7.75	6.73	6.21	5.84	6.72	5.92	7.19	5.55	1.85	1.78	1.67	1.35	1.89	1.58	2.35	2.18	1.90	1.75	2.26	2.63	3.75	
PAU-W350	5.29	5.01	5.15	4.78	4.92	4.77	1.41	1.27	1.35	1.30	1.42	1.15	1.55	1.30	1.60	1.49	1.45	1.33	1.45	1.68	2.48	
PAU-W500	5.55	4.99	5.22	4.73	4.96	5.04	1.45	1.32	1.36	1.31	1.45	1.17	1.59	1.32	1.62	1.50	1.44	1.33	1.42	1.65	2.52	
PEY-90	4.90	4.97	5.06	4.75	4.87	5.09	1.47	1.34	1.40	1.35	1.38	1.11	1.41	1.18	1.46	1.36	1.49	1.37	1.30	1.51	2.44	
PEY-B1	5.06	5.10	5.05	4.82	5.16	4.94	4.94	5.05	4.80	5.25	5.18	4.96	5.45	5.10	5.98	5.93	6.21	4.1	2.17	2.5	4.89	
PEY-H1	5.20	5.27	5.18	4.96	5.20	5.23	5.10	5.37	5.11	5.35	6.42	5.31	6.09	5.38	6.73	6.21	6.38	6.94	5.73	6.57	5.69	
SAR-E1	8.54	6.91	5.80	5.70	6.12	5.64	7.27	6.05	5.88	5.44	6.61	5.33	6.37	6.19	7.31	6.70	6.73	6.92	6.84	8.16	6.53	
SAR-E100	5.96	5.20	5.32	4.94	5.14	5.03	1.45	1.32	1.37	1.32	1.54	1.25	1.62	1.35	1.59	1.48	1.47	1.36	1.25	1.45	2.57	
SAR-E50	6.42	5.56	5.21	4.86	5.16	4.85	6.11	4.57	1.42	1.37	1.53	1.23	1.52	1.27	1.59	1.48	1.59	1.47	1.51	1.76	3.02	
SAR-W1	9.15	6.96	5.86	5.57	6.56	5.91	7.25	6.72	6.39	6.11	6.99	5.76	6.91	6.29	7.40	8.75	7.45	8.10	7.29	10.36	7.09	
SAR-W1200	5.03	4.86	5.00	4.70	4.74	4.60	1.31	1.18	1.26	1.21	1.35	1.09	1.45	1.21	1.47	1.36	1.38	1.27	1.29	1.50	2.36	
SAR-W160	7.02	5.72	5.42	5.06	5.50	5.46	1.70	1.54	1.83	1.77	1.96	1.59	2.50	2.09	2.58	2.40	2.08	1.92	2.00	2.33	3.12	
SAR-W1600	4.85	4.78							1.27	1.15	1.42	1.37	1.34	1.08	1.40	1.17	1.40	1.32	1.21	1.25	1.46	1.74
SAR-W2100	4.82	4.84	4.78	4.72	4.70	4.77	1.31	1.19	1.31	1.26	1.35	1.09	1.43	1.20	1.44	1.34	1.52	1.4	1.57	1.8	2.39	
SAR-W2750	4.83	4.75	4.76	4.96	4.75	4.97	1.35	1.22	1.33	1.28	1.44	1.16	1.51	1.26	1.50	1.39	1.40	1.29	1.28	1.49	2.40	
SAR-W3000	4.69	4.74	4.74	4.91	4.62	4.64	1.28	1.16	1.29	1.24	1.34	1.08	1.39	1.16	1.38	1.28	1.33	1.22	1.50	1.7	2.34	
SAR-W330	5.69	5.13	5.00	5.07	5.04	5.14	1.37	1.24	1.39	1.34				2.08	4.89	1.57	1.46	1.48	1.36	1.35	1.57	2.90
SAR-W360	6.64	5.23	5.19	5.22	5.06	5.31	1.41	1.28	1.47	1.41				2.17	4.91	1.65	1.54	1.56	1.44	1.42	1.65	3.03
SOM-E1	4.97	4.90	4.96	5.37	5.03	5.17	4.81	4.89	4.93	4.97	4.96	4.83	5.16	4.95	5.20	5.37	5.55	5.63	5.27	6.27	5.16	
SOM-E280	4.63	4.81	4.75	4.92	4.55	4.83	1.26	1.14	1.29	1.24	1.44	1.17	1.41	1.17	1.42	1.32	1.49	1.37	1.31	1.53	2.35	
SOM-E30	4.73	5.00	4.92	5.12	4.79	5.11	4.82	2.35	1.28	1.23	1.47	1.19										

2.2 Préleveurs séquentiels : Mesure des concentrations au bord de la chaussée

Les concentrations de dioxyde d'azote sont mesurées au bord de la chaussée grâce à deux préleveurs séquentiels, présentés dans le § 1.3.2.1.1 Les préleveurs séquentiels, p. 149. Pour comparer les résultats obtenus avec ce système au référentiel actuel en matière de mesure de la qualité de l'air, nous avons effectué des comparaisons avec l'analyseur SERES NO_x 2000.

2.2.1 Calcul des concentrations

Après dosage, les masses de NO₂ fixées sont divisées par le volume d'air (en m³/jour) filtré par 24 heures. On obtient ainsi des concentrations. Le volume d'air est connu grâce à l'utilisation de compteur dont la valeur est relevée lors de la manutention hebdomadaire des préleveurs séquentiels (cf. § 1.3.7.9.3 Expression des résultats pour les préleveurs séquentiels, p. 176).

2.2.2 Correction liée à la perte d'efficacité du système de prélèvement en fonction du pompage

Le débit des pompes pour la mesure du NO₂ dans les préleveurs séquentiels a pu atteindre 4 m³/jour alors que la norme stipule : « *Le débit de la pompe est d'environ 30 litres/heures [soit 0,72 m³/jour] pour une efficacité de captage de 98% [...]. Lorsque le débit dépasse 50 l/h [soit 1,2 m³/jour], l'efficacité de captage diminue* ». Afin de corriger le biais introduit par cette dérive, nous avons cherché à établir une courbe de correction basée sur les résultats issus du protocole d'essai présenté dans la Figure 28. Il a été installé au niveau de la station de mesure d'AIRAQ (Rue Samonzet – PAU ; Site urbain) du 18 juin 1999 au 23 août 1999.

Les résultats obtenus correspondent à des périodes d'échantillonnage successives. Les prélèvements ont donc eu lieu dans une atmosphère dont le niveau de pollution en NO₂ a évolué. Les concentrations mesurées par le système des filtres imbibés de TEA ont donc été retranscrites en % d'AIRAQ (Analyseur ENVIRONNEMENT S.A. AC 31M[®], considéré comme la référence). Toutes les mesures ont été faites sur l'air prélevé par la même canne de prélèvement. Nous avons donc pu établir la courbe suivante.

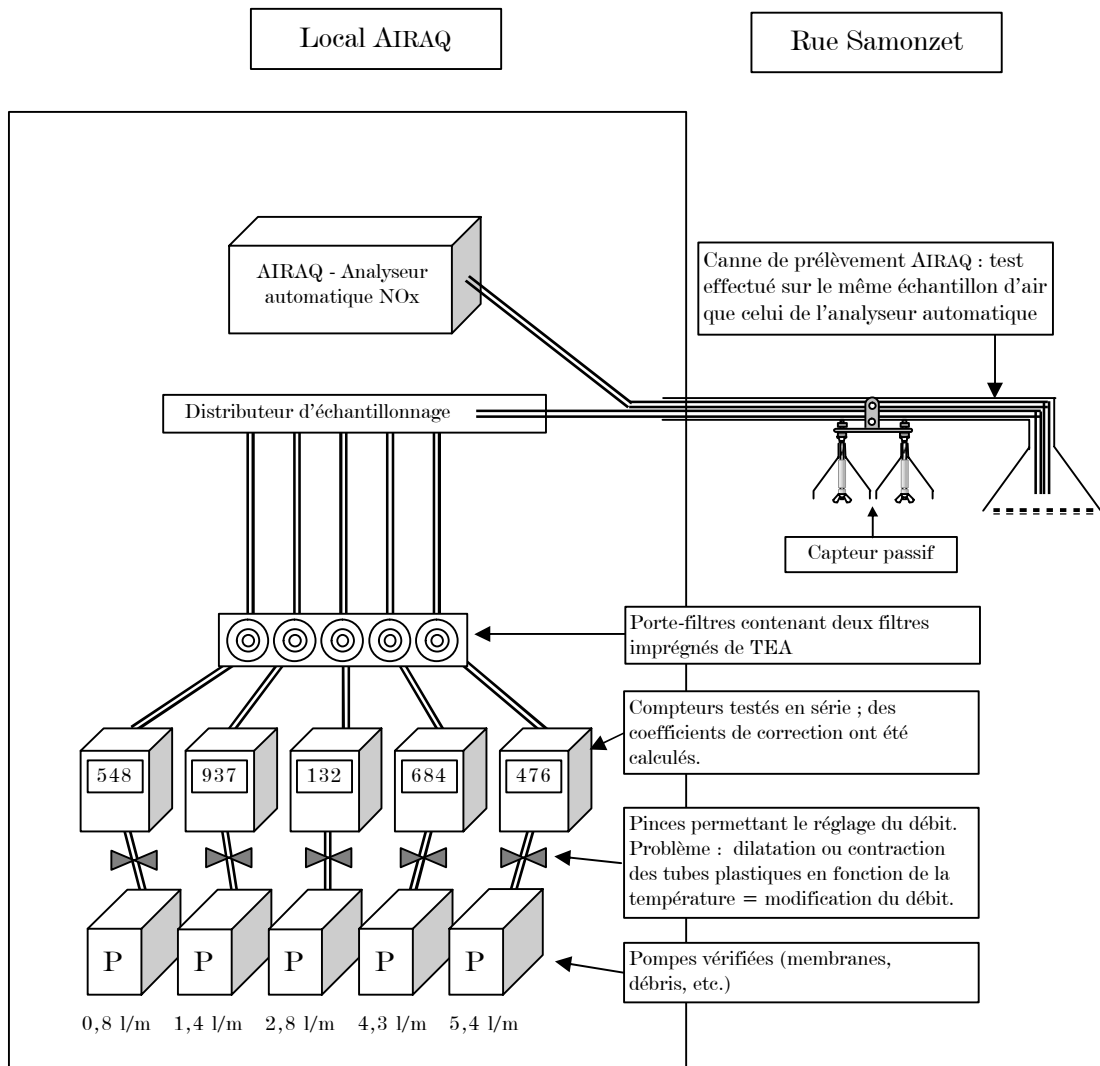
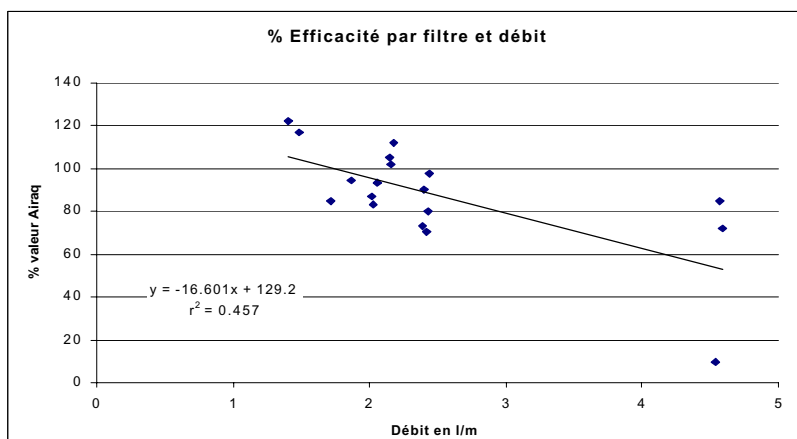


Figure 28 : Protocole mis en œuvre pour la correction des valeurs selon le pompage



Graphique 17 : Efficacité du prélèvement en fonction du débit d'air

Ainsi, les valeurs du préleveur séquentiel sont corrigées selon la puissance du débit qui leur est liée de la manière suivante, on détermine quelle a été l'efficacité de la mesure selon le débit :

$$\text{Efficacité en \%} = (-16,601 \cdot \text{débit}) + 129,2$$

Puis on calcule la concentration correspondant à une efficacité de 100 % :

$$\text{Valeur corrigée} = \text{Concentration NO}_2 * (100 / \text{Efficacité en \%})$$

Une fois cette opération accomplie, on abouti à la valeur finale déterminant les concentrations en NO₂ mesurées par les préleveurs séquentiels en bord de chaussée dans le cadre du programme ETP : Sarrance et Urdos pour la vallée d'Aspe en 1999 (cf. Tableau 26). On rappelle que les valeurs mesurées à Biriadou et Saint-Jean-de-Luz pour la campagne 1998 ne sont pas corrigées (cf. § 2.2.3.2 Non correction pour Biriadou, p. 197) par rapport aux données de l'analyseur NOx 2000, mais uniquement par rapport aux variations du débit de pompage.

2.2.3 Correction par rapport aux résultats de l'analyseur en continu SERES[®] NOX 2000

Considérant le NOx 2000 comme la référence, il nous a semblé important de comparer les valeurs qu'il fournit à celles d'un autre analyseur en continu : l'AC 31M de marque ENVIRONNEMENT S.A.[®]. Appartenant à AIRAQ, c'est avec le concours de cette AASQA que les expérimentations suivantes ont pu voir le jour, dans leur local de la rue Samonzet (centre ville de Pau).

2.2.3.1 Validation des résultats du SERES[®] NOX 2000

Les deux appareils ont été étalonnés en même temps (avec une bouteille de gaz étalon de NO à 750 ppb de chez AIR LIQUIDE[®]), réglés à la même date et et à la même heure. Le prélèvement l'air s'est fait via la même canne de prélèvement (donnant sur une rue « canyon » à Pau).

Les résultats des deux machines sont corrélés à 80 % environ, aussi bien pour NO que NO₂ : l'analyseur SERES[®] montre une plus grande amplitude : les valeurs sont plus faibles que celles d' ENVIRONNEMENT S.A.[®] lorsque les concentrations sont faibles ; par contre, elles sont plus élevées lors des pics.

Surpris par ces résultats, nous avons contacté l'INERIS afin d'obtenir un avis critique sur la fiabilité de chacun de ces analyseurs. Il s'avère que nos observations sont corroborées

par les travaux d'évaluation effectués par l'INERIS sur ces deux appareils, dont on ne présente ici que quelques données de synthèse (chaque appareil fait l'objet d'un rapport de près de 80 p.).

		ENVIRONNEMENT SA® AC 31M		SERES® NOx 2000	
		Niveau 1	Niveau 2	Niveau 1	Niveau 2
Dérive du signal					
Concentration d'essai	ppb	164	566	164	566
Dérive sur 7 jours	% / jour	-0,27	-0,148	0,297	0,086
Intervalle de confiance	% / jour	0,085	0,083	0,118	0,159
Nombre de mesure		315	85	315	85
Moyenne des réponses	ppb	154,77	567,2	168,039	564,5
Ecart-type de la pente	ppb	0,764	2,184	1,072	1,353
Température	°C	25	25	25	25
Pression atmosphérique	mbars	1007,8	1002	1007,8	1002
Dérive du zéro					
Concentration d'essai	ppb	0	0	0	0
Dérive sur 7 jours	ppb / 7 jours	-1,88	1,62	0,323	0,156
Ecart-type de la pente	ppb	1,09	0,67	1,003	0,267
Nombre de mesure		314	85	314	85
Moyenne des réponses	ppb	-3,06	-0,02	1,485	0,267
Dérives journalières	ppb				
	1 ^{er} jour	3,32	1,10	-1,142	-0,3
	2 ^{ème} jour	1,71	-0,27	-0,542	0,0
	3 ^{ème} jour	1,22	-0,38	0,66	0,3
	4 ^{ème} jour	1,9	0,87	0,604	0,4
	5 ^{ème} jour	-0,98	1,14	-1,365	0,0
	6 ^{ème} jour	-0,13	-0,81	-0,651	-0,4
	7 ^{ème} jour	0,54	0,5	0,107	0,4
Température	°C	25	25	25	25
Pression atmosphérique	mbars	1007,8	1002	1007,8	1002

Tableau 25 : Ensemble des résultats relatifs aux essais de dérive sur 7 jours à 2 niveaux de concentration en NO : 164 ppb et 566 ppb [INERIS et al., 1994a, AC 31M, p. 55 ; INERIS et al., 1994b, NOx 2000, p. 50].

Ainsi, nous avons mis en évidence une différence entre les mesures obtenues par des analyseurs de marque différentes. Conscient de ces anomalies, nous avons tout de même considéré que les chiffres fournis par le NOx 2000 constituaient la « référence », au même titre que ceux de l'AC 31 M. Le point important à retenir de cette expérience est qu'il faut relativiser l'importance que l'on donne aux valeurs en elles-mêmes et (à quelques unités près, les valeurs ne peuvent être garantis, pas même par les appareils constituant la norme. Ainsi, seuls les ordres de grandeurs doivent être retenus et les variations relatives.

2.2.3.2 Non correction pour Biriatou

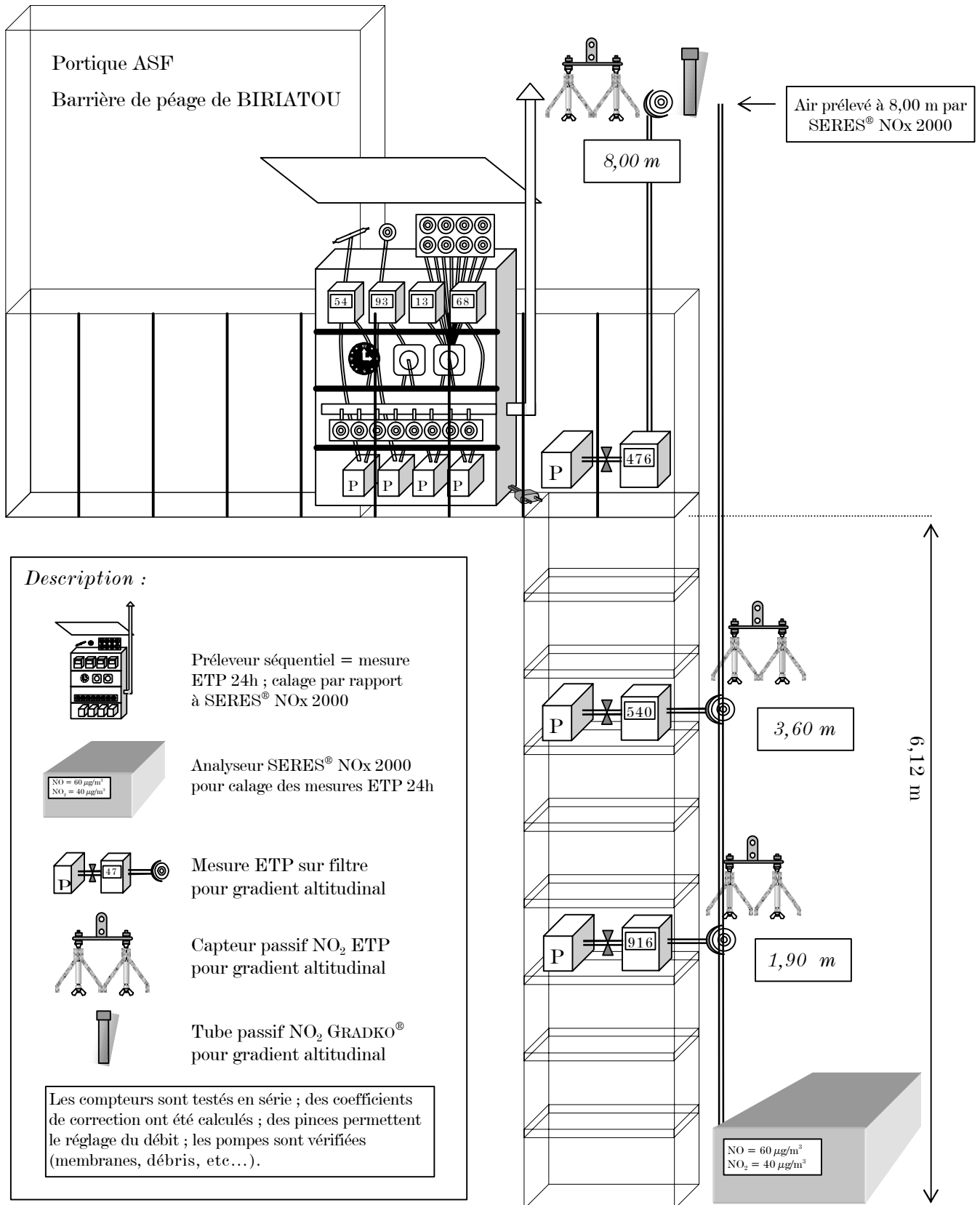
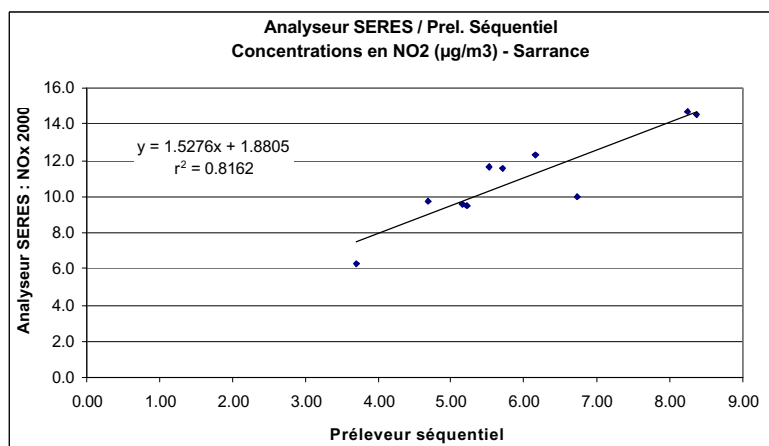


Figure 29 : Protocole pour la correction des mesures à Biriatou

A Biriadou, la correction à apporter aurait été déterminé à partir des mesures effectuées en parallèle sur le portique de la barrière de péage par les deux systèmes de mesure : préleveurs séquentiels et analyseur NOx 2000 (ainsi que par nos propres capteurs passifs et des tubes à diffusion passive fournis et analysés par GRADKO®) entre le 8 et le 16 septembre 1999 (cf. Figure 29). Cependant, les écarts entre les deux types de mesures ne sont pas significatifs. Aucune correction des concentrations mesurées par les préleveurs séquentiels de Biriadou et Saint-Jean-de-Luz n'est donc nécessaire.

2.2.3.3 Correction pour la vallée d'Aspe

Pour la vallée d'Aspe, quasiment le même protocole que celui présenté dans la Figure 29 : Protocole pour la correction des mesures à Biriadou, a été mis en place à Sarrance, entre le 6 et le 15 août 1999. Le graphique qui suit représente la relation entre les résultats de ces deux types de mesures ainsi que l'équation de régression utilisée.



Graphique 18 : Concentrations en dioxyde d'azote mesurées par le préleveur séquentiel et l'analyseur SERES® NOx 2000

En ce qui concerne la vallée d'Aspe, les mesures effectuées, aussi bien celles issues du préleveur séquentiel que de l'analyseur se situent en limite de détection de ces appareils.

Cependant, les deux systèmes donnent des résultats cohérents l'un par rapport à l'autre et, les valeurs de l'analyseur – outre qu'il s'agit du système de référence actuel en ce qui concerne la mesure dans l'air ambiant pour NO₂ – sont également confortées par les résultats des tubes à diffusion passive fournis et analysés par GRADKO® et qui donnent une concentration hebdomadaire moyenne analogue. En accord avec le comité scientifique du programme ETP, nous avons jugé que les valeurs fournies par l'analyseur SERES® NOx 2000 devaient être, préférentiellement, utilisées comme référence.

Ainsi, les valeurs du préleveur séquentiel corrigées par rapport au référentiel SERES® sont obtenues, en vallée d'Aspe, de la manière suivante :

$$\text{Valeur corrigée en } \mu\text{g/m}^3 = 1,5276 \cdot (\text{valeur préleveur en } \mu\text{g/m}^3) + 1,8805$$

2.2.4 Valeurs des concentrations quotidiennes en dioxyde d'azote mesurées au bord des chaussées (NO₂ en µg/m³)

Date	St-Jean-Luz	Biriatou
5-mai-98	18,5	22,2
6-mai-98	32,7	38,6
7-mai-98	54,3	61,8
8-mai-98	23,0	23,8
9-mai-98	62,2	86,4
10-mai-98	50,5	80,9
11-mai-98	128,8	147,3
12-mai-98	35,0	56,3
13-mai-98	79,1	93,8
14-mai-98	49,2	54,6
15-mai-98	35,7	51,5
16-mai-98	47,8	70,4
17-mai-98	37,4	35,8
18-mai-98	72,7	76,9
19-mai-98	48,2	85,5
20-mai-98	78,1	79,6
21-mai-98	34,1	44,7
22-mai-98	54,3	73,2
23-mai-98	74,5	59,0
24-mai-98	42,8	36,2
25-mai-98	29,6	50,3
26-mai-98		63,8
27-mai-98	27,8	55,7
28-mai-98	18,9	53,0
29-mai-98	103,0	47,8
30-mai-98	86,9	53,8
31-mai-98	32,6	38,3
1-juin-98	14,6	27,9
2-juin-98	58,8	86,1
3-juin-98	53,7	51,1
4-juin-98	66,0	51,1
5-juin-98	48,7	49,6
6-juin-98	57,2	54,1
7-juin-98	25,3	31,3
8-juin-98	58,1	58,6
9-juin-98	67,5	60,3
10-juin-98	52,6	56,3
11-juin-98	26,0	35,9
12-juin-98	34,5	41,2
13-juin-98	40,5	36,6
14-juin-98	26,4	28,1
15-juin-98	48,1	49,8
16-juin-98	50,6	41,7
17-juin-98	67,2	40,5
18-juin-98	36,0	72,6
19-juin-98		102,8
20-juin-98		58,3
21-juin-98		38,2
22-juin-98		58,9
23-juin-98	45,8	54,0
24-juin-98	43,6	47,8
25-juin-98	44,2	44,3

Date	Urdos	Sarrance
1-avr-99	8,1	
2-avr-99	10,0	13,0
3-avr-99	9,4	11,0
4-avr-99	7,3	8,0
5-avr-99	9,6	11,2
6-avr-99	12,3	11,9
7-avr-99	5,8	9,3
8-avr-99	6,5	9,9
9-avr-99	7,9	10,7
10-avr-99	5,2	7,8
11-avr-99	4,1	7,4
12-avr-99	10,6	12,7
13-avr-99	6,2	10,5
14-avr-99	8,6	6,3
15-avr-99	5,2	7,1
16-avr-99	5,4	7,5
17-avr-99	5,8	8,7
18-avr-99	5,1	9,4
19-avr-99	8,6	6,3
20-avr-99	8,5	12,4
21-avr-99	9,6	10,0
22-avr-99	8,2	11,9
23-avr-99	11,4	11,1
24-avr-99	4,9	9,6
25-avr-99	6,0	8,6
26-avr-99	9,9	10,1
27-avr-99	7,8	7,4
28-avr-99	8,5	15,9
29-avr-99	5,8	13,5
30-avr-99	7,0	12,0
1-mai-99	5,4	8,8
2-mai-99	6,8	6,9
3-mai-99	10,2	13,0
4-mai-99	8,3	16,2
5-mai-99	9,7	7,1
6-mai-99	8,7	12,2
7-mai-99	6,3	10,5
8-mai-99	4,6	5,7
9-mai-99	5,7	10,5
10-mai-99	9,9	13,2
11-mai-99	8,1	14,3
12-mai-99	8,8	14,2
13-mai-99	8,0	6,3
14-mai-99	7,7	12,6
15-mai-99	4,7	7,7
16-mai-99	5,0	7,4
17-mai-99	9,8	12,7
18-mai-99	8,0	12,4
19-mai-99	7,2	14,8
20-mai-99	9,8	20,4
21-mai-99	8,0	13,3
22-mai-99	6,6	10,4

26-juin-98	71,2	39,9
27-juin-98		27,9
28-juin-98		25,8
29-juin-98	27,4	
30-juin-98	83,2	
1-juil-98		77,1
2-juil-98		
3-juil-98		
4-juil-98		
5-juil-98		
6-juil-98		
7-juil-98	28,3	17,4
8-juil-98	33,6	43,0
9-juil-98	45,3	33,1
10-juil-98	47,3	44,6
11-juil-98	42,4	41,6
12-juil-98	32,5	34,0
13-juil-98	38,6	63,0
14-juil-98	21,7	26,3
15-juil-98	60,4	62,7
16-juil-98	46,1	52,0
17-juil-98	44,4	41,2
18-juil-98	40,2	39,9
19-juil-98	23,5	28,3
20-juil-98	39,9	52,3
21-juil-98	41,1	50,9
22-juil-98	72,6	66,3
23-juil-98	48,8	49,5
24-juil-98	46,8	39,9
25-juil-98	40,7	34,6
26-juil-98	35,5	34,5
27-juil-98	50,4	54,9
28-juil-98	48,4	51,2
29-juil-98	60,0	53,9
30-juil-98	52,5	43,7
31-juil-98	58,3	47,8
1-août-98	49,9	46,5
2-août-98	35,7	29,7
3-août-98	45,2	43,6
4-août-98	48,3	48,0
5-août-98	70,2	58,3
6-août-98	70,9	59,6
7-août-98	90,8	75,7
8-août-98	87,3	75,7
9-août-98	59,9	50,5
10-août-98	75,5	82,2
11-août-98	41,0	81,9
12-août-98	62,2	70,1
13-août-98	39,8	48,2
14-août-98	73,2	69,0
15-août-98	54,5	49,6
16-août-98	45,3	41,3
17-août-98	70,5	62,0
18-août-98	50,8	55,4
19-août-98	45,4	37,0
20-août-98	54,6	48,6
21-août-98	48,9	51,1
22-août-98	40,2	35,3

23-mai-99	6,0	8,3
24-mai-99	4,8	6,3
25-mai-99	7,2	9,8
26-mai-99	12,2	11,6
27-mai-99	7,9	13,3
28-mai-99	10,7	12,5
29-mai-99	7,2	8,1
30-mai-99	6,5	10,3
31-mai-99	10,3	10,7
1-juin-99	7,3	11,7
2-juin-99	5,2	6,5
3-juin-99	10,1	5,1
4-juin-99	7,7	4,5
5-juin-99	5,9	5,8
6-juin-99	3,9	16,4
7-juin-99	7,9	3,7
8-juin-99	4,5	6,4
9-juin-99	5,1	9,9
10-juin-99	7,7	9,7
11-juin-99	4,9	9,5
12-juin-99	5,6	5,8
13-juin-99	4,2	7,5
14-juin-99	7,1	6,5
15-juin-99	8,2	10,8
16-juin-99	9,3	9,9
17-juin-99	10,2	11,4
18-juin-99	7,9	9,6
19-juin-99	6,7	6,6
20-juin-99	4,2	6,8
21-juin-99	7,8	8,5
22-juin-99	5,0	6,9
23-juin-99	7,9	8,8
24-juin-99	12,4	7,6
25-juin-99	12,0	9,6
26-juin-99	6,3	6,5
27-juin-99	5,8	5,8
28-juin-99	7,4	5,7
29-juin-99	8,3	5,6
30-juin-99	8,3	5,6
1-juil-99	13,5	8,3
2-juil-99	14,3	9,1
3-juil-99	10,6	6,1
4-juil-99	10,1	7,3
5-juil-99	13,0	7,6
6-juil-99	11,7	9,2
7-juil-99	9,1	7,4
8-juil-99	12,9	8,2
9-juil-99	14,3	11,3
10-juil-99	11,8	11,9
11-juil-99	7,4	8,2
12-juil-99	12,9	12,6
13-juil-99	13,9	13,9
14-juil-99	6,6	6,9
15-juil-99	8,7	7,4
16-juil-99	9,9	7,5
17-juil-99	9,5	7,0
18-juil-99	8,6	2,2
19-juil-99	10,4	7,7

23-août-98	22,2	25,5	20-juil-99	12,5	9,1
24-août-98	33,7	33,2	21-juil-99	11,9	8,2
25-août-98	34,8	35,9	22-juil-99	10,7	11,0
26-août-98	43,4	50,7	23-juil-99	9,7	10,1
27-août-98	52,3	60,9	24-juil-99	11,5	6,8
28-août-98	62,7	64,7	25-juil-99	10,1	10,4
29-août-98	71,3	61,0	26-juil-99	12,6	1,9
30-août-98	64,8	112,5	27-juil-99	12,6	10,2
31-août-98	63,9	49,6	28-juil-99	16,1	12,3
1-sept-98	55,0	86,3	29-juil-99	16,4	11,8
2-sept-98	52,9	73,4	30-juil-99	10,2	14,4
3-sept-98	53,5	55,0	31-juil-99	9,0	10,6
4-sept-98	58,4	53,8	1-août-99	9,1	5,9
5-sept-98	37,4	43,6	2-août-99	13,9	8,8
6-sept-98	29,5	41,7	3-août-99	14,5	7,8
7-sept-98	60,5	64,2	4-août-99	14,3	11,8
8-sept-98	58,8	66,2	5-août-99	12,0	9,2
9-sept-98	63,9	80,1	6-août-99	16,2	12,2
10-sept-98	58,9	57,3	7-août-99	11,6	9,8
11-sept-98	57,2	60,2	8-août-99	11,7	14,7
12-sept-98	25,4	32,5	9-août-99	17,6	11,3
13-sept-98	12,0	x	10-août-99	15,5	14,5
			11-août-99	8,6	10,8
			12-août-99	10,0	9,8
			13-août-99	6,9	10,3
			14-août-99	7,7	9,0
			15-août-99	5,9	7,5
			16-août-99	8,0	11,5
			17-août-99	7,5	10,4
			18-août-99	4,9	9,8
			19-août-99	x	8,6

Tableau 26 : Concentrations quotidiennes en dioxyde d'azote mesurées au bord des chaussées (NO₂ en µg/m³)

Les valeurs manquantes pour la série de Biriadou correspondent à des coupures de courant liées à des travaux effectués par les ASF aux niveaux des péages.

3 *Les autres données*

3.1 Les données météorologiques de METEO-FRANCE

Certaines données météorologiques n'ont pas été mesurées par notre station météo. C'est le cas de la pluviométrie ; les chiffres de précipitations que nous avons utilisés sont donc des données de Météo-France. Pour Biriadou, nous avons utilisé les données de Biarritz ; pour la vallée d'Aspe, les données d'Accous. Les données sont présentées en Annexe 11 et Annexe 12.

3.2 Les données sur la qualité de l'air de AIRAQ

Au cours de nos campagnes de mesures, nous avons souvent souhaité comparer nos mesures à celles du réseau agréé, AIRAQ, ou mettre en relation nos mesures avec les valeurs des autres polluants (que nous ne mesurons pas). Dans ce cadre, AIRAQ nous a autorisé à consulter l'ensemble des données.

3.3 Les données de trafic

Biriadou. – Pour l'A63, les données ont été fournies par les ASF. Il s'agit des données du péage. Six classes sont distinguées¹¹⁴, les effectifs sont donnés pour chaque heure et pour chaque sens de circulation (France-Espagne, Espagne-France).

Vallée d'Aspe. – Pour la RN134, les données ont été fournies par la DDE des Pyrénées-Atlantiques. Des stations SIREDO donnent les chiffres de trafic pour Asasp, Sarrance, Urdos et le Somport, pour chaque heure et dans les deux sens de circulation (France-Espagne, Espagne-France). Deux classes sont distinguées : les PL et les VL. Les données trafic agrégées sont détaillées en Annexe 6, Tableau 53, p. 497 et Tableau 59, p. 506.

¹¹⁴ Voitures ; voitures + caravanes ; camions (2 essieux) ; camions (+ de 2 essieux) ; motos ; voitures + caravanes et camions (2 essieux) déclassés [PATUREL, 1998, p. 9].

C h a p i t r e I I I

POLLUTION AZOTEE ET TRAFIC ROUTIER EN MONTAGNE : CARTOGRAPHIE DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET VARIATIONS DES CAPACITES DE DISPERSION

La cartographie des risques environnementaux liés à la pollution azotée émise par le trafic routier en montagne constitue une part importante de notre apport à l'étude des impacts environnementaux de ce type de pollution. Plusieurs termes, apparaissant dans le titre de ce chapitre, méritent d'être précisés : qu'entend-on par cartographie ? Qu'est-ce qu'elle est susceptible d'apporter ? En quoi les rejets azotés du trafic routier constituent-ils un risque

– au sens de la combinaison d’un aléa et d’une vulnérabilité¹¹⁵ – pour l’environnement ? Comment évaluer la vulnérabilité d’un écosystème ? Quelle différence y a-t-il entre pollution au dioxyde d’azote et pollution azotée ? Dans la deuxième partie de ce chapitre, on essaiera de quantifier l’influence des caractéristiques topographiques sur la dispersion des polluants.

1 *Cartographie d’un risque technologique, rappels théoriques et méthodologiques*

1.1 La cartographie

Le terme de cartographie englobe des objectifs, des techniques et des rendus fort disparates et hétérogènes. Ainsi, lorsque l’on dispose – ce qui est notre cas – de valeurs à des points dispersés, deux grands types de cartes peuvent être réalisés : la représentation du caractère quantitatif de la valeur de façon ponctuelle ou la représentation continue et exhaustive de ce caractère grâce à une généralisation de l’information géographique dispersée¹¹⁶. Le premier type de carte permet la localisation des points de mesure et informe sur la valeur de chacun des points représentés (et uniquement de ce point) par diverses techniques classiques : étiquettes de valeur, cercles proportionnels, semis de points, unités accolées [LE FUR, 2000, pp. 55-59] ; le second type peut être présenté sous forme d’un champ de valeur (gradient de couleur ou monochrome) ou sous forme d’isolignes : il s’agit de représenter la variation d’intensité d’un phénomène en dehors des points d’observations [LABORDE, 2000, p. 2]. On peut voir dans ces deux catégories de cartes, l’évolution des pratiques et des techniques de la science cartographique, fortement liée au développement de l’informatique. Pour Sylvie RIMBERT [1995, p. 112], « *le développement d’une cartographie conceptuelle, d’une cartographie d’idées, qui supplante aujourd’hui le simple report d’attributs des cartes thématiques d’autrefois, est bien autre chose que la mise au point d’un simple outil : les scientifiques y voient une ouverture*

¹¹⁵ Le risque est considéré comme la combinaison d’un aléa (une menace potentielle) et d’une vulnérabilité (sensibilité de la société ou du milieu naturel en cas de réalisation de l’aléa). On reviendra plus longuement sur ces termes.

¹¹⁶ A ne pas confondre avec la « généralisation cartographique » qui correspond à « *L’adaptation des données qualitatives et quantitatives par allègement du nombre des détails et simplification caractérisée des formes de tracés, en vue de l’établissement d’une carte répondant à des conditions déterminées* » [STEINBERG, 2000, p. 155].

considérable sur l'expérimentation en deux ou trois dimensions (2D et 3D) tandis que les philosophes vont jusqu'à y voir un instrument de pouvoir, car commercialisable et médiatisable ». Dans un premier temps, nous envisagerons la cartographie comme un outil d'analyse et de simulation. La cartographie telle que nous la concevons permet la figuration des hypothèses spatiales et des effets des modèles [RIMBERT, 1995, p. 136]. Dans un deuxième temps, la dimension descriptive apportera des informations importantes pour l'explication et le diagnostic. La cartographie des dépôts azotés que nous souhaitons proposer nécessite la mise au point préalable d'une méthode de généralisation spatiale. Cette méthode sera décrite en détail dans ce chapitre. Elle permet de représenter des hypothèses de dispersion spatiale plutôt que la « réalité »¹¹⁷. En effet, cette dernière est envisagée à travers les filtres successifs que représentent les techniques de mesures mises en œuvre sur le terrain, les méthodes d'estimations spatiales ainsi que les connaissances et hypothèses environnementales sur lesquelles repose le concept de charge critique (une façon d'envisager la vulnérabilité des écosystèmes). Elle ne constitue cependant qu'un outil, un moyen pour atteindre un résultat [BORD, 2002, p. 125], celui de déterminer les risques environnementaux liés à ces dépôts. Pour l'heure, l'objectif affiché étant de localiser le risque selon les diverses hypothèses, plus ou moins solides, formulées au cours du processus de réalisation de ces cartes, cela impose que nous revenions sur la notion de risque et sur la méthodologie mise en œuvre pour son évaluation et sa cartographie. Il est en effet essentiel de détailler le processus de création d'une carte car cette dernière « *n'est qu'un support qu'il convient d'utiliser tout en ayant conscience de ses atouts et de ses limites* » [BORD, 2002, p. 127]. Il semble indispensable qu'un certain nombre de jalons accompagnent la création de cartes et d'information géographique. Cette dernière est un outil « *tantôt sain, tantôt ambigu* » [CAMBREZY et DE MAXIMY, 1995 in BORD, 2002, p. 127] qui doit être interprétée : elle ne peut être lue et donc les explications qui en sont données peuvent être sujet à débat. Pour éviter d'être soupçonné d'utiliser la carte pour présenter des explications « *partiales et orientées en fonction du message que l'auteur veut faire passer* » [BORD, 2002, p. 127], la description du processus de création est nécessaire pour montrer que si la démarche peut parfois être subjective, elle peut aussi être objective (tout au moins tendre au maximum vers l'objectivité).

¹¹⁷ On ne rentrera pas ici, pour ne pas trop nous éloigner de nos préoccupations de départ, dans les réflexions qu'il s'impose pourtant de mener sur le statut du réel [BAILLY, 1995, p. 371].

1.2 La notion de risque

Le terme de « risque » fait référence à des situations et des phénomènes variés. On distingue les risques naturels des risques technologiques. Les risques écologiques ou environnementaux sont parfois distingués des autres risques technologiques [RUBISE, 1997, Cédérom]. RAMADE [1987, p. 3] consacre un ouvrage aux « catastrophes écologiques » qu'il définit comme « *un événement désastreux déclenché par des causes d'origine naturelle et/ou anthropique, qui exerce ses effets sur de vastes surfaces et pendant une durée prolongée* »¹¹⁸. D'une manière générale, la typologie des risques apparaît extrêmement variable selon les champs disciplinaires et selon les auteurs. Nous considérons que la différenciation la plus commune et la plus fréquente qui distingue les risques naturels des risques technologiques n'est – aujourd'hui – plus justifiée et qu'elle constitue avant tout une commodité de classement. On sait en effet que les risques « naturels » le sont de moins en moins¹¹⁹ : par sa répartition géographique et par l'accroissement des densités de population, l'homme crée par sa présence une vulnérabilité aux aléas. En même temps, il est également à l'origine ou accentue, par ses actions, certains aléas : déforestation, modification des écoulements, construction de barrages et de digues, imperméabilisation des sols, émission de gaz à effet de serre participant à la modification du climat [DUBOIS-MAURY, 2001, p. 33 ; BRENOT et MASSUELLE, 2001, p. 225]. Parallèlement, distinguer les impacts sur les hommes et le milieu naturel à l'heure où l'on ne parle que de développement durable montre bien que l'anthropocentrisme de notre société (l'homme situé à l'extérieur du reste de la biosphère) est toujours aussi prégnant aujourd'hui malgré l'intérêt croissant de la société française pour les problèmes écologiques depuis les années 1970, époque à laquelle émerge « *un début d'intérêt pour l'environnement* » [KALAORA et THEYS, 1998, p. 8]. Pour l'heure, nous nous conformons aux catégories ayant cours et considérons donc le risque environnemental ou écologique lié au transport routier comme un risque technologique. Le cas du transport de matières dangereuses est d'ailleurs souvent employé comme illustration du risque technologique

¹¹⁸ « *Une catastrophe écologique constitue un événement désastreux déclenché par des causes d'origine naturelle et/ou anthropique, qui exerce ses effets sur de vastes surfaces et pendant une durée prolongée. Ses conséquences peuvent se traduire par une mortalité importante des individus qui lui sont exposés et par une atteinte à la santé des populations humaines qu'elle affecte. Elle cause souvent en outre des dommages économiques considérables résultant de son impact sur les activités humaines et sur les ressources biologiques. Une catastrophe écologique se caractérise donc aussi par l'induction de perturbations transitoires ou permanentes dans les communautés vivantes qu'elle affecte. Il peut en découler des pertes de diversité spécifique – avec un appauvrissement du patrimoine génétique –, une diminution considérable de la productivité biologique à la suite des altérations résultant de l'impact du phénomène sur le flux d'énergie et le cycle de la matière, enfin, parfois même il en résulte une destruction totale des écosystèmes concernés* » [RAMADE, 1987, p. 3].

¹¹⁹ Même si les phénomènes naturels peuvent être la cause de catastrophes, ils ne peuvent en aucun cas être considérés comme à l'origine des désastres qui en résultent pour les hommes qui en sont victimes. Dans la quasi-totalité des cas, c'est la responsabilité humaine qui est entièrement engagée dans la manifestation des conséquences anthropiques de la catastrophe. Cela paraît particulièrement évident dans le cas de catastrophes technologiques comme celle de Bhopal ou dans le cas d'une marée noire, ou encore dans celui des pluies acides, mais la responsabilité humaine est tout aussi grande dans celui des catastrophes dites naturelles [RAMADE, 1987, p. 9].

[RUBISE, 1997, Cédérom ; KERVERN et RUBISE, 1991, p. 139 ; BRENOT et MASSUELLE, 2001, p. 225]. On peut élargir ce domaine particulier à l'ensemble du trafic puisque chaque véhicule conventionnel¹²⁰, qu'il soit léger, poids lourd ou deux-roues, transporte et émet des polluants dangereux, certes en faible quantité mais dont l'effet est démultiplié par le grand nombre de ces véhicules. A ce titre, le trafic routier quotidien constitue un aléa.

1.2.1 L'importance de la temporalité

Conservant la distinction risques « naturels » et « technologiques », il n'y a de risques naturels que des phénomènes brutaux, rapides, auxquels il faut généralement faire face dans l'urgence. Pour les risques technologiques, il est acquis qu'ils s'échelonnent sur toutes les échelles temporelles, du phénomène aigu au phénomène chronique¹²¹. Comme LEROY et SIGNORET [1992, p. 14], nous remarquons effectivement que « *[la] définition du risque est extrêmement générale et [qu'elle] convient aussi bien pour caractériser des événements catastrophiques [...] (faible probabilité d'occurrence, forte conséquence), que pour caractériser des événements mettant en cause la production des installations¹²² (forte probabilité d'occurrence, faible conséquence)* ».

La plupart des dégradations du milieu naturel causées par l'activité humaine sont le fait de processus lents, continus et cumulatifs comme l'assèchement des zones humides, le découpage des territoires de vie, le mitage des unités naturelles, la modification des grands cycles biogéochimiques, l'accumulation de composés chimiques dans divers compartiments de la biosphère (eau, sols, végétaux, micro-organismes, animaux). Il s'avère donc que la terminologie mise au point pour la description et l'étude des risques « naturels » est tout aussi adaptée aux phénomènes chroniques ou cumulatifs. Certains ne manqueront pas noter la proximité entre cette conception du risque de long terme et la notion d'impact environnemental¹²³. Le terme de risque est toutefois plus approprié car dans l'impact, la dégradation de l'environnement est censée correspondre à la résultante finale des actions anthropiques. L'impact est bien déterminé, tant dans le temps que dans l'espace. Avec la

¹²⁰ On exclut ici les rares véhicules fonctionnant avec des modes de propulsion « propres ».

¹²¹ En ce sens, l'analogie entre les risques difficilement prévisibles et les risques liés à des phénomènes lents ne peut être poussée plus loin. Il est bien évident que les attentes en terme de connaissances, de gestion du risque (protection, prévention, prise de mesures adaptées) sont (ou devraient être) beaucoup plus importantes vis-à-vis des phénomènes lents que rapides. Le laxisme est moins toléré.

¹²² L'ouvrage de LEROY et SIGNORET [1992] est consacré uniquement aux risques technologiques. La transposition est cependant aisée sur le système naturel qu'on compare parfois à une usine (production de biomasse, d'énergie, etc.) ou un élément régulateur et qui serait alors affecté de dysfonctionnements.

¹²³ On appelle « *impact environnemental [les] conséquences d'une dégradation des conditions écologiques sur le milieu naturel ou l'environnement de l'homme. [Une] étude d'impact sur l'environnement [est une] étude effectuée de façon impérative en préalable à tout aménagement d'une certaine importance. Elle a pour objet de faire le « point zéro » du milieu et d'évaluer les conséquences écologiques ainsi que celles pour l'environnement de l'homme qui résulteraient des aménagements prévus* » [RAMADE, 1993, p. 324].

notion de risque, la dimension spatio-temporelle est plus réaliste : elle intègre la notion d'accumulation (long terme), mais également celle de transfert et de réactions en chaîne reliant différentes échelles spatiales : du global au local et inversement. Ces données sont rarement intégrées aux études d'impact. La notion de risque est également plus riche dans sa prise en compte de la vulnérabilité. De plus, utiliser les mêmes termes quelle que soit la victime principale d'un aléa – la société ou la nature – est un pas vers l'intégration de ces deux éléments au sein d'un tout indissociable ; c'est donner plus de poids – au moins symboliquement – aux risques menaçant la biosphère.

La notion de risque étant « *le produit combiné d'un aléa et d'une vulnérabilité* » [DUBOIS-MAURY, 2001, p. 5], la réflexion sur la base de ces deux composantes permet dans tous les cas de mettre en balance des phénomènes potentiellement dangereux et le degré de sensibilité de l'espace des sociétés soumis à cette menace. Ayant justifié en quoi la réflexion sur le transport routier en tant que risque pour les écosystèmes est appropriée, il s'agit maintenant d'approfondir les termes d'aléa et de vulnérabilité en montrant en quoi ils conviennent bien à notre problématique.

1.2.2 L'aléa

Nous avons choisi d'utiliser le terme d'aléa car c'est celui qui prévaut en sciences sociales. Il est pourtant parfois remis en cause, sans pour autant qu'une proposition alternative émerge, comme nous avons pu le constater lors d'un séminaire (Pau, avril 2002) réunissant divers spécialistes du sujet¹²⁴. D'autres termes sont parfois utilisés. KERVERN et RUBISE [1991, p. 22] parlent de « danger » qui « *possède deux propriétés : sa probabilité et sa gravité* ». Selon eux, le « risque » est la mesure du danger¹²⁵. LEROY et SIGNORET [1992, p. 13], à propos des risques technologiques, considèrent « *le risque comme une entité à deux dimensions : probabilité d'une part et conséquence(s) d'autre part* ». Le terme d'aléa, puisque c'est le terme que nous avons

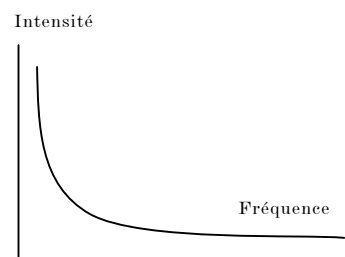


Figure 30 : Fréquence et intensité des aléas

¹²⁴ Séminaire « *Expertise et gestion des risques collectifs* », organisé par Jacques LOLIVE et Anne TRICOT, Laboratoire SET (Société, Environnement, Territoire), CNRS UMR 5603, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 5 avril 2002.

¹²⁵ « *En combinant par multiplication les deux dimensions du danger : sa probabilité et sa gravité, le Risque donne une mesure synthétique du Danger. En calcul des probabilités le Risque donne une mesure d' 'espérance mathématique'. S'agissant de danger, on pourrait préférer parler de 'crainte mathématique'* » [KERVERN et RUBISE, 1991, p. 24]. On note, dans ce passage présentant les concepts de base des cindyniques (sciences du danger), le flou qui subsiste (risque et danger semblent interchangeable). On retrouve ce flou au fil de l'ouvrage. Ainsi, dans le chapitre « Sciences du danger et systèmes diffus : les microcindyniques », le premier paragraphe est intitulé « Les microcindyniques ou risques diffus ». S'il ne s'agit absolument pas de critiquer le fond de l'ouvrage de KERVERN et RUBISE, l'une des premières synthèses sur le sujet, il importe de montrer le caractère encore mal établi du vocabulaire employé.

choisi d'utiliser, désigne une menace potentielle, un phénomène naturel ou anthropique porteur de perturbations. DUBOIS-MAURY [2001, p. 5] précise que cet aléa a « *une certaine intensité, concerne un certain territoire, en un certain temps* ». La gamme est donc très large, et l'aléa, caractérisé par sa fréquence de retour (ou d'occurrence) et son intensité, s'échelonne du phénomène rarissime de très forte intensité (la catastrophe plus ou moins prévisible selon les cas) au phénomène chronique (ou de très haute fréquence), d'intensité quasi nulle mais dont les effets sont cumulatifs (la plupart des dégradations de l'environnement liées à l'anthropisation). Ce point montre l'importance de la question de l'intensité de la fréquence des phénomènes. Ainsi, le trafic routier, mais d'autres activités également – on pense notamment à l'agriculture¹²⁶ ou l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre – peuvent être envisagés comme des aléas. Le passage de milliers de véhicules émettant des polluants dans un milieu naturel est un aléa pour ce milieu ; certes, son intensité est très faible (quelques grammes de polluants par kilomètre parcouru) mais sa fréquence est très élevée (couramment, plusieurs milliers de fois par jour depuis des décennies). Ce passage répété de véhicules constitue un aléa au même titre que le renversement d'un camion transportant des matières dangereuses [LEROY et SIGNORET, 1992, p. 110]. Ces types de risque, dus à l'activité de l'homme sont « *moins bien cernés que les catastrophes d'origine naturelle, qui sont plus anciennes et moins diversifiées tant dans leurs causes que dans leurs effets* » [RUBISE, 1997, Cédérom]. Pour qualifier ces risques caractérisés par une faible gravité mais une grande probabilité d'occurrence, on utilise les termes de risques diffus ou de catastrophes « en miettes » [RUBISE 1997, Cédérom].

1.2.3 La vulnérabilité

La notion de vulnérabilité, second volet du risque, a été l'objet de très nombreuses définitions. DAUPHINE [2001, p. 19] les regroupe en deux grandes catégories.

Le premier type de définition indique que la vulnérabilité désigne généralement la valeur perdue par les sociétés humaines en cas d'aléa. Elle exprime donc de façon comptable les pertes de la société en cas de réalisation de l'aléa. Il s'agit d'une démarche essentiellement comptable (pertes matérielles). Cette définition de la vulnérabilité est aujourd'hui considérée comme restrictive : « *A l'approche classique de la vulnérabilité qui mesure un endommagement potentiel des biens et des personnes et des répercussions sur l'environnement économique, semble s'opposer celle qui considère la vulnérabilité des sociétés à travers leur*

¹²⁶ Selon Jean-François DONZIER, Directeur de l'Office International de l'Eau, « *les pollutions d'origines agricoles, celles de l'élevage industriel comme celles de l'agriculture intensive deviennent un problème majeur dont on commence à peine à connaître l'ampleur* » [MONCHICOURT, DONZIER, 2002, p. 41]. La part de la pollution d'origine agricole est toujours en augmentation [MONCHICOURT, DONZIER, 2002, p. 29].

capacité de réponses à des crises potentielles » [D'ERCOLE René, 1994 in DUBOIS-MAURY, 2001, p. 18]. Cette seconde définition traduit la fragilité d'un système dans son ensemble, et de manière indirecte sa capacité à surmonter la crise provoquée par un aléa. Plus un système est apte à se rétablir après une catastrophe, moins il est vulnérable [DAUPHINE, 2001, p. 19-20].

Pour surmonter une crise, deux solutions existent. La première est une forme de résistance¹²⁷, tandis que la seconde est qualifiée de résilience. Cette notion de résilience, empruntée à la physique, est employée en écologie depuis une trentaine d'année. Elle désigne « *l'aptitude d'un écosystème à survivre à des altérations et des perturbations dans sa structure et(ou) son fonctionnement et de retrouver, après la disparition de ces dernières, un état comparable à la situation initiale* » [RAMADE, 1993, p. 576]. La somme des deux réponses apportées pour assurer la survie du système, la résistance et la résilience, est égale à l'inverse de la vulnérabilité [DAUPHINE, 2001, p. 20]. Concernant les écosystèmes soumis à l'aléa transport routier, il s'agit donc d'évaluer leur vulnérabilité comme la somme de leur résistance face aux apports azotés supplémentaires issus du trafic, et de leur résilience, leur capacité à retrouver leurs conditions initiales. Les biologistes évaluent les deux termes de la vulnérabilité à travers le concept de charge critique. « *La charge critique pour un écosystème est définie par l'apport atmosphérique maximum possible vis-à-vis des caractéristiques de son environnement* » [PARTY et al., 1997, p. 12]. Cette définition simple sera approfondie dans la section consacrée à l'estimation de la vulnérabilité.

Les charges critiques ne peuvent cependant pas, à elles seules, résumer la véritable vulnérabilité des écosystèmes et toutes les conséquences indirectes qui peuvent suivre leur modification. C'est notamment le cas en montagne où la stabilité des écosystèmes (sol, végétation et toute la faune nécessaire à leur équilibre) est réputée garantir – entre autre – celle des versants. Le lien unissant l'homme à son environnement est dans ce cas particulièrement visible et direct. Malgré leur imperfection, c'est pourtant à travers le filtre de ces charges critiques que l'estimation de la vulnérabilité sera envisagée. Dans l'état actuel des connaissances, il n'est pas envisageable de procéder autrement. Il est de toute façon toujours difficile de mesurer la vulnérabilité totale, car si pour les pertes

¹²⁷ La résistance aux polluants (pour ne parler que du cas qui nous concerne) peut être désignée comme un phénomène d'adaptation physiologique « *qui permet aux organismes exposés de supporter des concentrations, dans l'eau, l'air ou les sols, de toxiques bien supérieures à celles qui provoquent la mort des individus de sensibilité normale. On connaît de nombreux cas de résistance de diverses populations d'espèces végétales à de fortes concentrations de métaux toxiques dans les sols au voisinage de mines désaffectées. On connaît aussi de très nombreux cas de résistances aux pesticides : résistance des insectes et autres arthropodes aux insecticides, des mauvaises herbes aux herbicides, des champignons phytopathogènes aux fongicides. Ces derniers résultent de la sélection de souches de ces organismes susceptibles de dégrader et de neutraliser le toxique en question par voie métabolique. Par exemple, il a été montré que l'exposition aux pesticides ou à d'autres polluants induit l'élaboration d'enzymes de détoxification [...]. On a pu aussi montrer que dans certaines populations naturelles, tant végétales qu'animales, existent aussi des phénomènes de tolérance, voire de résistance, aux polluants : souches phytoplanctoniques résistantes aux PCB ou encore Annélides polychètes résistant à des métaux lourds dans des sédiments d'estuaires pollués par des rejets miniers ou de métallurgies* » [RAMADE, 1993, p. 576].

sociales, l'addition de décès potentiels et de quintaux de blés perdus n'a guère de sens, il est tout aussi compliqué d'additionner la disparition d'une espèce – voire d'un écosystème, la diminution du nombre de mycorhizes des racines des arbres avec l'accroissement du lessivage des nitrates ou l'incidence de la modification du cycle de l'azote sur l'effet de serre. Pour surmonter ces difficultés, la meilleure solution consisterait à transformer toutes les vulnérabilités en une même unité. Une des premières solutions avancées généralement consiste à tout évaluer en termes financiers, à procéder à une analyse coût-avantage, ce qui revient à donner un coût à la vie (vie humaine, animale, végétale, minérale) [DAUPHINE, 2001, p. 20]. La question de l'évaluation financière du patrimoine naturel apparaît à nouveau comme une des principales solutions envisagées aujourd'hui. Ce point est de première importance ; nous l'avons déjà évoqué en introduction et il sera débattu plus longuement en conclusion de ce travail.

1.2.4 La gestion des risques : méthodologie générale

En France, les pouvoirs publics ont cherché, depuis deux décennies, à améliorer la gestion des risques naturels mais aussi technologiques (en 1982, création des PER – Plans d'Exposition aux risques – remplacés en 1995 par les PPR – Plans de Prévention des Risques). Cette gestion repose sur l'intégration de cartes et de diverses analyses aux documents d'urbanismes tels que les Plan d'Occupation des Sols (POS), aujourd'hui Plans Locaux d'Urbanisme (PLU) [VEYRET, 2001, pp. 92-93]. A toutes les échelles et pour tous les phénomènes, la méthodologie reste la même : il s'agit de cartographier parallèlement l'aléa et la vulnérabilité¹²⁸ des espaces afin de localiser et de hiérarchiser les zones soumises aux risques dans une seconde phase. Accepté et largement reconnu, résultant d'une démarche logique, le volet cartographique y est primordial. Notre approche se situe dans la lignée des méthodes généralement mises en œuvre pour l'étude des risques.

Ainsi, pour parvenir à proposer une cartographie des risques environnementaux liés aux émissions azotées du trafic routier en montagne, plusieurs préalables sont nécessaires : il faut d'abord cartographier de manière continue, à la fois l'aléa (les dépôts polluants), mais aussi la vulnérabilité (via les charges critiques). Le croisement de ces deux couches d'informations géographiques permettra de localiser les secteurs où la probabilité que le risque environnemental est le plus fort.

¹²⁸ L'analyse réalisée dans le cadre des PPR repose sur la définition d'une carte des enjeux plutôt que sur une carte de vulnérabilité, les deux étant très liés [BESSON *et al.*, 1999, p. 17]. En effet, la vulnérabilité, au sens le plus large, exprime le niveau de conséquences prévisibles d'un phénomène naturel sur les enjeux. Les enjeux sont en fait les domaines affectés par le risque, les hommes, leurs biens, et les milieux dans lesquels ils vivent [DAUPHINE, 2001, p. 19].

Le schéma qui suit représente la procédure mise en œuvre pour réaliser les cartes des aléas, de la vulnérabilité et finalement, du risque. Les détails techniques et méthodologiques sont donnés dans les paragraphes qui suivent.

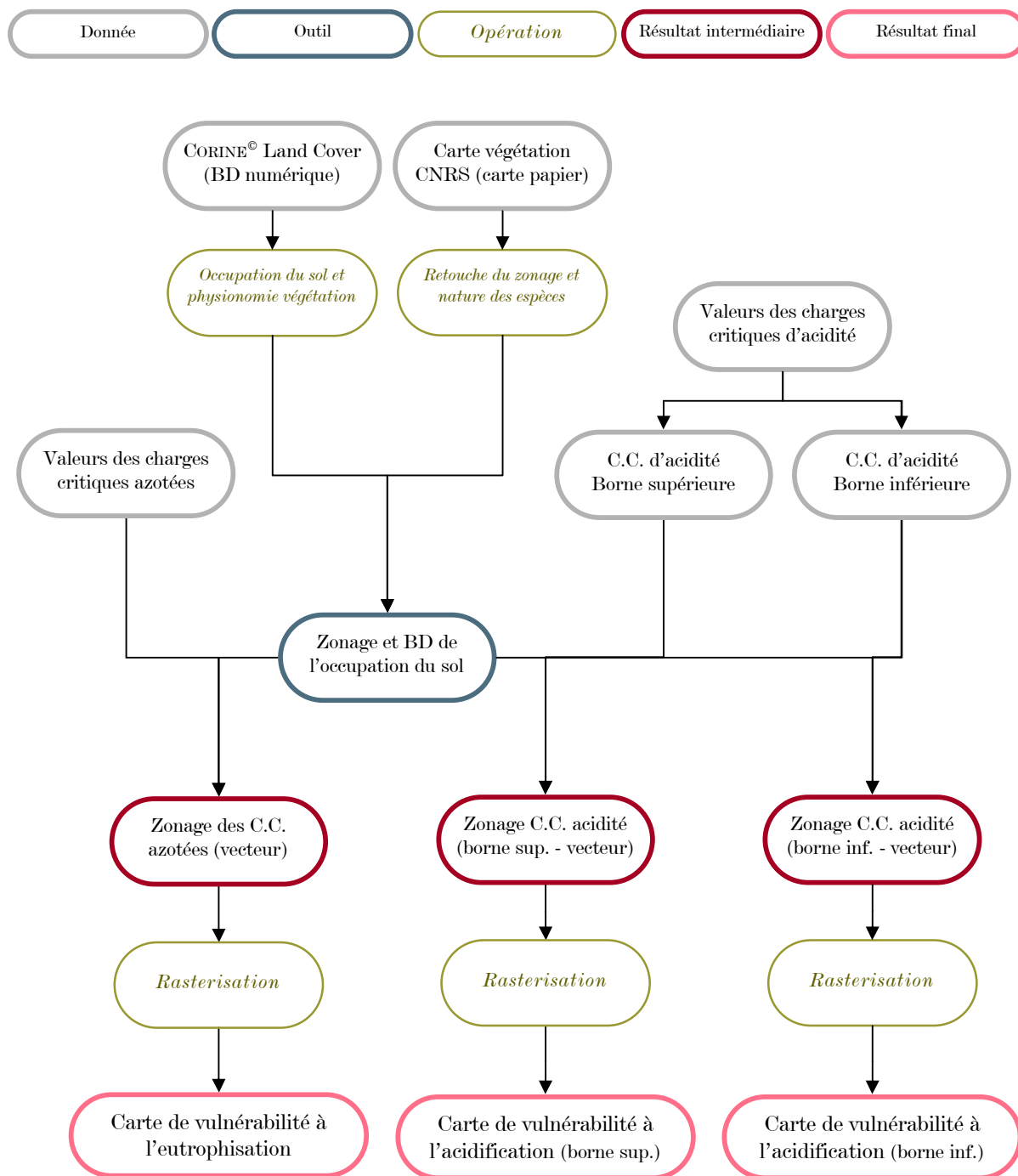
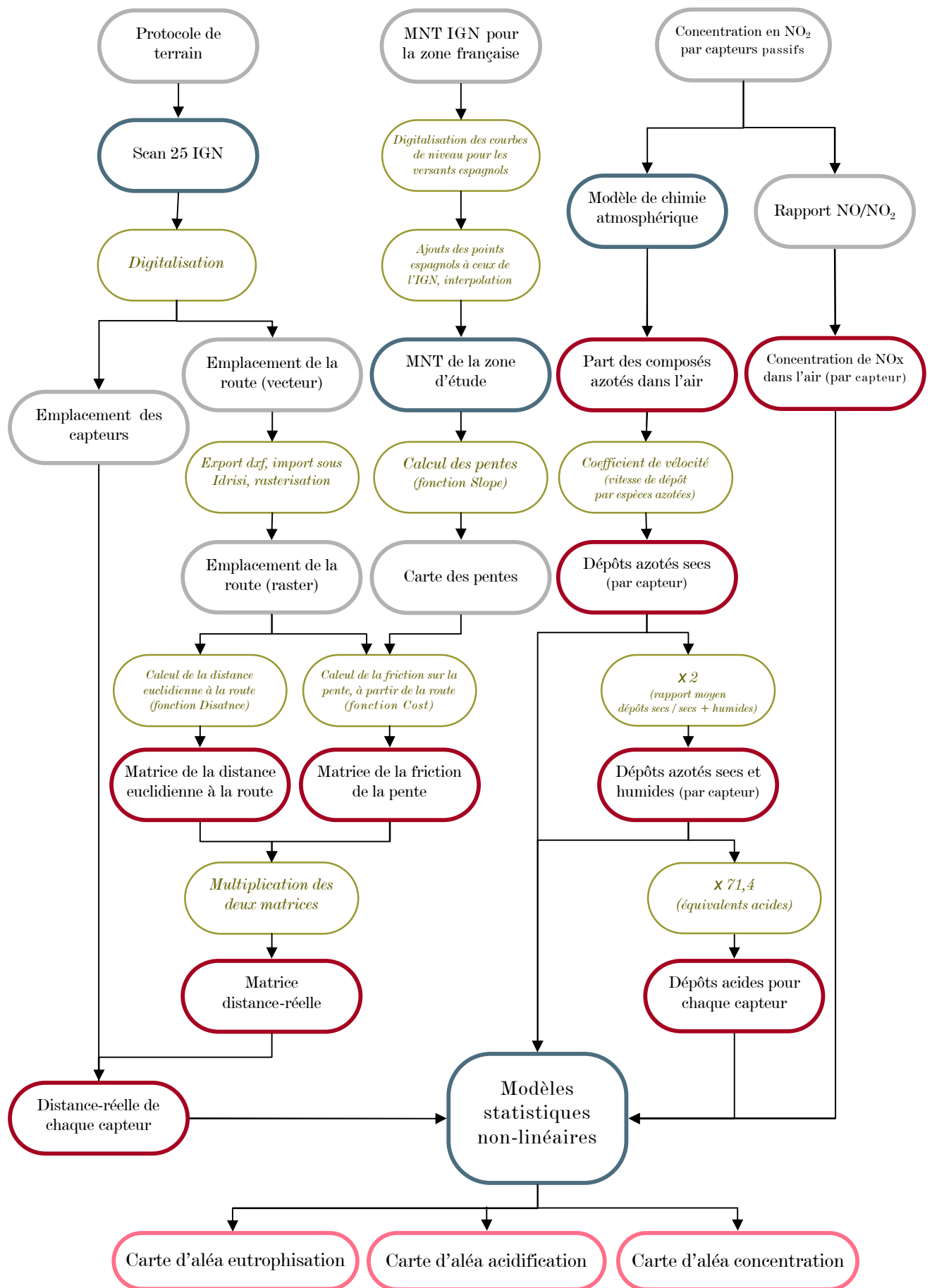


Figure 31 : Procédure pour la réalisation des cartes de vulnérabilité

Figure 32 : Procédure pour la réalisation des cartes d'aléa →



2 *Cartographier la vulnérabilité : charges critiques des écosystèmes*

Nous commençons par le volet vulnérabilité du risque environnemental lié aux dépôts azotés issus du transport routier parce qu'il repose sur la synthèse de documents et de travaux dont nous ne sommes pas maîtres. Ainsi en est-il de l'évaluation des charges critiques et de la cartographie de la végétation et des sols par exemple. Pour pouvoir confronter notre travail à ces acquis scientifiques, il est impératif de se conformer aux choix (catégories, unités) réalisés dans ces domaines afin de permettre une mise en relation avec l'aléa. De fait, les contraintes liées à l'utilisation de ces données justifient en grande partie nos propres choix concernant le traitement des données sur l'aléa. C'est donc dans un esprit de logique que nous traitons d'abord de la vulnérabilité. Cela facilitera la compréhension ultérieure de notre démarche pour le traitement de l'aléa.

Nous avons déjà plusieurs fois, au cours de cette thèse, annoncé que la vulnérabilité des écosystèmes des zones sur lesquelles porte ce travail serait évaluée à travers le concept de charge critique, c'est-à-dire le dépôt admissible par les écosystèmes. Au-delà de cette traduction simpliste, et étant donné l'importance capitale de ce concept dans notre démarche, il est indispensable de mieux le définir. Nous présentons ci-après l'essentiel de son historique (et sa concomitance avec le prise de conscience européenne des effets néfastes de la pollution atmosphérique longue distance), les problèmes liés à sa définition même, les différentes approches possibles pour déterminer les charges critiques, la mise en balance de l'intérêt de ce concept et ses principales limites.

2.1 Le concept de charge critique [LANDMANN, 1993]

La présentation que nous proposons ici est en grande partie tirée de l'article de Guy LANDMANN¹²⁹ consacré aux « *Charges et niveaux critiques de polluants atmosphériques pour les écosystèmes terrestres et aquatiques. Emergence du concept scientifique. Domaines d'application et limites* », constituant l'introduction du numéro spécial de la Revue Pollution Atmosphérique (1993) « *Pollution atmosphérique et charges critiques* » et auquel nous renvoyons pour davantage de précisions (les références complètes sont données en

¹²⁹ Guy LANDMANN est le spécialiste du dépérissement des forêts au Ministère de l'Agriculture (Département Santé des Forêts) depuis que ce problème a été identifié.

bibliographie). De ce très long article, nous n'avons retenu que les points principaux (la formulation est parfois d'origine, parfois remaniée), que nous avons complétés par des références plus modernes (près de dix ans se sont écoulés depuis la publication de ce dernier). Ainsi, l'essentiel du paragraphe 2.1 est tiré de LANDMANN [1993].

2.1.1 Emergence et consensus autour du concept scientifique de charge critique

La naissance du concept de charge critique est étroitement liée à la prise de conscience du problème des effets de la pollution atmosphériques longue distance en Europe. Les charges critiques sont en effet considérées comme un outil, un concept scientifique finalisé, devant guider les politiques de prévention négociées dans le cadre de la convention de Genève sur la pollution de l'air transfrontalière à longue distance [PARTY *et al.*, 1997, p. 5] signée en 1979. Généralement, on situe la naissance – ou du moins la sortie de la confidentialité – du concept de « *critical load* » en 1986 lors d'une réunion du Nordic Council of Ministers (organisation de coopération entre pays nordiques). La même année, la 5^{ème} session du « *Groupe de travail sur les Effets* » de la Convention de Genève (CEE-NU¹³⁰) approuve la réflexion sur « *les charges critiques pour les effets à long terme des dépôts de soufre et d'azote sur les sols et les eaux souterraines et sur les méthodes permettant de cartographier les zones soumises à des charges polluantes plus élevées que les charges critiques en référence à la sensibilité des divers types de sols* » [LANDMANN, 1993, p. 5]. En 1988 (rapidement), les écosystèmes terrestres gérés ou naturels (à l'exception des cultures agricoles) et les eaux de surfaces sont insérés aux objectifs de recherche. Une « *Equipe spéciale sur la cartographie des charges critiques* » est créée au sein du « *Groupe de travail sur les Effets* » de la Convention de Genève. La coordination de ce PIC (Programme International Concerté) est assurée par le RĪVM¹³¹ (Institut National de la Santé publique et de la Protection de l'Environnement), à Bilthoven aux Pays-Bas. En 1990 est édité le premier « *Manuel de cartographie* » [SVERDRUP *et al.*, 1990 in LANDMANN, 1993, p. 5]. De nombreuses mises à jours et rééditions ont suivies. En tout, 6 PIC structurent la recherche du Groupe de travail sur les effets de l'ONU-CEE. Chaque pays participe à ces différents programmes de recherche sur la base du volontariat. Pour ELICHEGARAY [n.d., p. 2], « *force est de constater que les pays de l'Europe du Nord y jouent encore généralement un rôle moteur plus prononcé que ceux d'autres régions* ».

¹³⁰ Commission Economique pour l'Europe des Nations-Unies.

¹³¹ Rijnsinstituut voor volksgezondheid en milieu.

Ainsi, il n'aura pas fallu plus de cinq ans entre l'émergence du concept en Scandinavie, son adoption par une instance internationale et l'élaboration des premières cartes reliant la situation de l'Europe par rapport aux niveaux de dépôts tolérables par certains « récepteurs » naturels. En 1991, la Suède, la Finlande, la Norvège, le Royaume-Uni, le Danemark, les Pays-Bas, la RFA, l'Autriche et la Suisse ont déjà publié des cartes nationales de charges critiques. En France, les premières cartes ont été proposées 10 ans plus tard dans la thèse de Jean-Paul PARTY [1999], reprises ensuite et complétées – voire améliorées – dans divers rapports et documents.

La rapidité avec laquelle ce concept s'est imposé est remarquable et s'explique en partie par sa parenté avec la notion, fort ancienne et très générale en écotoxicologie, de dose admissible ou de valeur d'exposition admissible. Cependant, ce concept ne fait pas l'unanimité : des divergences entre communautés scientifiques se manifestent. Les scientifiques anglo-saxons adhèrent largement à la démarche générale. De fait, leur action est prépondérante dans le domaine des recherches sur l'acidification, sujet de recherche qui n'est pas marginal (comme c'est le cas en France). Il est même perçu comme le prolongement logique et l'étape ultime des recherches approfondies sur les impacts de la pollution atmosphérique. Nécessitant un bilan synthétique de l'état des connaissances, cette démarche révèle les lacunes, ce qui présente donc un intérêt intrinsèque réel sur le plan scientifique. Enfin, l'objectif finalisé de la démarche, à savoir la définition des bases scientifiques de la protection de l'environnement peut ajouter à la motivation du « chercheur-citoyen ». La France (et plus généralement les pays latins) compte très peu de spécialistes de ces questions et l'adhésion au concept est moindre, sans doute par crainte de diffuser une vision simpliste et réductrice d'une réalité très complexe. De la même manière, l'importance accordée à la cartographie dans le cadre des recherches européennes n'est pas habituelle en France (évaluation de l'importance spatiale d'un phénomène ou test d'une hypothèse). Des réticences d'ordre scientifique et/ou un manque de moyens sont souvent invoqués à l'encontre d'une telle démarche¹³².

¹³² Rappelons que l'essentiel du paragraphe « 2.1 Le concept de charge critique » est issu de LANDMANN, 1993 (cf. explications en tête de paragraphe).

2.1.2 *Discussion autour de la définition des charges et niveaux critiques*

2.1.2.1 Définition

Les charges critiques ont été définies comme l'estimation chiffrée de l'exposition à un ou plusieurs polluants en dessous de laquelle des effets nocifs portant sur des éléments sensibles de l'environnement n'apparaissent pas en l'état actuel de nos connaissances¹³³ [NILSSON et GRENNFELT, 1988 *in* VAN DER SALM et DE VRIES, 2001, p. 12].

2.1.2.2 Questions soulevées

Bien que simple d'abord, cette définition pose un certain nombre de questions : (a) qu'est-ce qu'un effet nocif ? tout changement est-il par définition nocif ? tolère-t-on les dégradations réversibles ? sans conséquence majeure pour l'ensemble de l'écosystème ? sans répercussion sur l'usage que fait la société de cet écosystème ? (b) la charge critique doit-elle être forcément donnée pour sa partie la plus sensible ? accepte-t-on, dans certains cas, que les parties les plus sensibles soient altérées ? (c) ces parties sensibles sont-elles forcément vivantes (animales ou végétales) ? la dégradation des composantes abiotiques (lessivage d'éléments minéraux ou de nitrate par exemple) peut-elle servir de critère, même en l'absence d'impact démontré sur les organismes vivants ? (d) quel est le laps de temps considéré avant l'apparition des effets ? (e) comment tenir compte des possibles interactions entre les polluants et d'autres stress (climat, maladies, parasites) ?

A toutes ces questions, il n'existe pas de réponse simple et définitive. Les scientifiques ont cependant pu s'entendre sur un certains nombres de points : (a) des estimations de charges critiques sont proposées pour les différentes parties de l'écosystème, (b) la plupart des auteurs font référence à la partie vivante. Pour l'impact des dépôts azotés sur le sol, des critères à la fois biotiques (saturation en azote définie comme le point où un apport supplémentaire d'azote n'augmente plus la productivité) et abiotiques (lessivage des nitrates) sont utilisés, (c) les calculs se fondent en général sur une durée de compromis de l'ordre de 50 à 100 ans (environ une révolution forestière), (d) la question des interactions n'est pas prise en compte (ou très peu).

¹³³ « *Critical loads have been defined as a quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which harmful effects on specific sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge* » [NILSSON et GRENNFELT, 1988 *in* VAN DER SALM et DE VRIES, 2001, p. 12].

2.1.2.3 Traduction française

Au delà des difficultés liées à la définition même du concept, on note, en France, des problèmes terminologiques propres à la traduction adoptée par le secrétariat des Nations Unies. Les expressions « charges » et « niveaux critiques » sont considérées comme peu transparentes, étrangères à la langue française. Le terme de charge critique s'applique aux dépôts atmosphériques et le terme de niveau critique aux concentrations en polluants gazeux. L'expression la plus simple et la plus claire aurait sans doute été celle des écotoxicologues : « dose admissible », qui aurait en plus l'avantage de s'appliquer aussi bien aux dépôts qu'aux concentrations dans l'air.

2.1.3 Les différentes méthodes d'élaboration

On peut distinguer deux voies principales d'élaboration des charges et niveaux critiques : les méthodes empiriques et les méthodes mécanistes.

Les méthodes empiriques associent l'observation d'un effet à l'échelle d'un organisme (un symptôme visible, par exemple) ou d'un écosystème (changement de composition) à une dose donnée de polluant dans le cadre d'une étude expérimentale ou, moins fréquemment, d'une étude de terrain (le long de gradients de pollution par exemple). La valeur critique est « lue » à partir d'une relation dose-réponse.

Les méthodes mécanistes reposent sur une compréhension des mécanismes chimiques fondamentaux par lesquels les dépôts atmosphériques affectent les écosystèmes, et se fondent sur les bilans d'éléments minéraux. Dans ce cas, la valeur critique est calculée à partir d'un certain nombre de flux mesurés ou déduits de valeurs moyennes de la littérature.

En France (et en Europe) et dans une optique opérationnelle, les deux méthodes cohabitent. Selon les cas, nous utiliserons les résultats obtenus selon ces deux méthodes (méthodes empiriques pour les charges critiques azotées, méthodes mécanistes pour les charges critiques d'acidité).

2.1.4 Les valeurs critiques établies pour la France

La recherche sur les charges critiques a débuté, en France, au début des années 90. Parmi de nombreux collaborateurs, Jean-Paul PARTY, présent dès les premiers travaux, a consacré une thèse [1999]¹³⁴ qui peut être considérée comme la référence française sur le sujet (impact acidifiant notamment). En collaboration avec Anne-Laure THOMAS, il a précisé les valeurs des charges critiques pour le territoire français [PARTY et THOMAS, 2000]. Les dernières valeurs critiques pour la France ont été présentées lors du séminaire ADEME « *Pollution atmosphérique et charges critiques : Bilan et perspectives des recherches menées en France* », 15 mai 2001 au MATE¹³⁵. Les données que nous allons être amenés à utiliser sont donc récentes. Enfin, on rappelle que le terme de charge critique s'applique aux dépôts atmosphériques et celui de niveaux critiques aux concentrations en polluants gazeux.

2.1.4.1 Les charges critiques (dépôts atmosphériques)

Les dépôts azotés contribuent à deux phénomènes distincts mais pouvant agir simultanément en un même lieu : l'acidification et l'eutrophisation, pour lesquels le calcul des charges critiques varie. On distingue donc les charges critiques d'acidité et les charges critiques azotées.

2.1.4.1.1 L'acidification (charge critique d'acidité)

L'acidification est un apport d'acides dans une eau ou un sol et qui acidifie ce dernier (ce qui n'est pas forcément le cas). Généralement, elle se traduit par une baisse de son pH¹³⁶. L'acidification n'est pas proportionnelle à la quantité d'acide déposée. Elle est fortement conditionnée par la capacité de l'eau ou du sol à neutraliser les acides. Cette Capacité à Neutraliser les Acides (CNA) est composée d'un ou plusieurs systèmes tampons¹³⁷ qui – en neutralisant les apports d'acides – empêchent le pH de diminuer [DAMBRINE *et al.*, 2001,

¹³⁴ Cette thèse a été réalisée sous la direction d'Anne PROSBT, spécialiste de ces questions, au Centre de Géochimie de la Surface, Strasbourg.

¹³⁵ Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Les articles issus de ce séminaire ont été publiés dans la revue *Pollution Atmosphérique* en 2001.

¹³⁶ pH ou potentiel en H⁺ : le caractère « acide » est déterminée par la concentration en protons (proton = ion H⁺ ou ion hydronium). La concentration en protons est généralement exprimée en unités de pH. Plus le milieu contient de protons et plus le pH est bas (plus le milieu est acide). Dans la nature, les valeurs extrêmes vont généralement de 3 à 8. Un pH aux alentours de 7 est neutre. En dessous, il est acide ; au-delà, il est basique ou alcalin. Un sol n'est considéré comme réellement acide qu'à partir d'un pH de 5,5. Le pH est une valeur logarithmique : la concentration en protons d'une solution à pH 4 est de 100 microéquivalents (μeq) par litre, mais elle n'est que de 10 à pH 5 et de 1 à pH 6 [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

¹³⁷ Le terme plus classique de capacité tampon d'un sol est également employé.

web]. L'acidification d'un sol implique que les processus produisant de l'acidité¹³⁸ soient supérieurs au potentiel de neutralisation [DAMBRINE, 2001, p. 2]. Elle a des conséquences pour le milieu naturel : l'acidification des sols est l'une des causes du dépérissement des forêts (lessivage des nutriments) et perturbe la faune et la flore. Elle participe également à l'acidification des cours d'eau. Cette dernière provoque une diminution de la biodiversité. Mais elle agit aussi sur le patrimoine architectural qu'elle détériore, et sur la santé humaine (augmentation du risque de saturnisme et d'intoxication par l'aluminium) [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

Les principaux polluants responsables de la pollution acide sont actuellement le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x) et l'ammoniac (NH₃). Ils proviennent essentiellement de la combustion d'énergie fossile (SO₂ et NO_x) et du transport routier (NO_x). La part du SO₂ diminuant depuis les années 80, les NO_x jouent un rôle plus important dans l'acidification en 1999 qu'en 1990/92 [CEE-NU, 2001c, p. 6, p. 13]. Ces polluants réagissent dans l'atmosphère pour former de l'acide sulfurique (H₂SO₄) et de l'acide nitrique (HNO₃) qui se déposent soit sous une forme diluée dans la pluie, soit sous une forme plus concentrée dans les dépôts secs ou occultes [STROEBEL, 1992 ; ULRICH et WILLIOT, 1993 ; IFEN, 1998 *in* THOMAS, 1998, p. 3].

Le calcul des charges critiques d'acidité pour les sols repose sur la volonté de conserver une composition des solutions de sol compatible avec une bonne alimentation minérale des arbres. En pratique, les critères utilisés sont l'acidité des solutions de sol (pH) et le rapport Al/BC¹³⁹. L'objectif est également de limiter le drainage des cations spécifiques de « l'acidité d'échange » (l'aluminium Al³⁺ et des protons H⁺) en profondeur, c'est-à-dire vers les cours d'eau [DAMBRINE, 2001, p. 1]¹⁴⁰.

¹³⁸ Trois processus expliquent l'acidité d'un sol : l'activité biologique qui produit l'acidité, la dissolution des roches et des sols qui produit de l'alcalinité et le drainage qui élimine ou non de l'alcalinité ou de l'acidité (le drainage est fonction de l'excès ou non de pluies par rapport à l'évapotranspiration). A l'intérieur de ce cadre défini par le climat et la roche mère, l'homme, par ses activités (agriculture, exploitation forestière, dépôts atmosphériques) exerce des pressions considérables sur l'acidités des sols [DAMBRINE, 2001, p. 1-2].

¹³⁹ Aluminium/Cations Basiques. Les cations (ions positifs) sont classés en deux catégories : les cations sans effet sur le pH (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺) et les cations spécifiques de « l'acidité d'échange » (Al³⁺ et H⁺). Classiquement, l'acidification d'un sol est associée à la baisse de son pH mais ce n'est pas un critère suffisant. En conditions acides, l'acidification se traduit par l'augmentation de l'acidité d'échange (Al³⁺ et H⁺) et par la dissolution de minéraux. Le pH peut ne baisser que très lentement. En conditions alcalines, l'acidification entraîne la dissolution de particules calcaires (lessivage de quantités importantes de calcium et de magnésium). Il y a donc une diminution de la réserve d'alcalinité totale, sans baisse de pH [DAMBRINE, 2001, p. 1-2]. Le rapport Al/BC constitue donc indicateur complémentaire du degré d'acidification puisque le pH ne permet pas forcément de diagnostiquer l'existence d'un processus d'acidification, sa baisse n'a souvent lieu qu'en fin de processus. Le rapport Al/BC ne doit pas être inférieur à 0,8 pour le pin et 1,6 pour le chêne et le hêtre [CEE-ONU, 2002b, p. 3].

¹⁴⁰ L'aluminium est un ion acidifiant mais c'est aussi un élément très toxique qui s'accumule dans la chaîne alimentaire [VAN DOP, 2001, p. 1018] La toxicité aluminique est un risque majeur lié à l'acidité des sols. Lorsque les sols s'acidifient (à partir de pH 5,5), la dissolution de certains composés aluminiques (argiles minéralogiques, hydroxydes) libère dans la solution du sol, différentes formes ioniques de l'aluminium, toxiques pour les racines [BOUTHER et CASTILLON, 2001, p. 23].

La méthode de calcul des charges critiques d'acidité est de type mécaniste. Elle est basée sur un bilan des éléments en condition d'équilibre (méthode dite du SSMB, « *Steady State Mass Balance* »). Elle suppose que le sol s'est mis en équilibre avec les conditions de dépôt atmosphérique et que le bilan des entrées et des sorties de cations alcalins, du soufre et de l'azote est équilibré [THOMAS, 1998, p. 96].

Le calcul des charges critiques d'acidité selon cette méthode, repose sur une estimation du flux de cations basiques libéré par l'altération des minéraux des sols et des roches et du drainage de protons et d'aluminium selon l'équation suivante [PARTY *et al.*, 2001, p. 520] ; tous les composés sont alors exprimés en « équivalents » ¹⁴¹ [PARTY *et al.*, 1997, p. 16] :

$$CL_{AC} = BC_w + Q \cdot ([H^+]_{crit} + [Al^{+++}]_{crit})$$

CL_{AC} = charge critique d'acidité (CL = *critical load*)

BC_w = altération en cations basiques

Q = drainage

$[H^+]_{crit}$ = concentration critique de protons dans les eaux de drainage ; celle-ci correspond pour les sols forestiers français à 25 $\mu eq/l$, soit un pH de 4,5-4,6

$[Al^{+++}]_{crit} = R_{crit} \cdot (BC_d + BC_w - BC_u)$

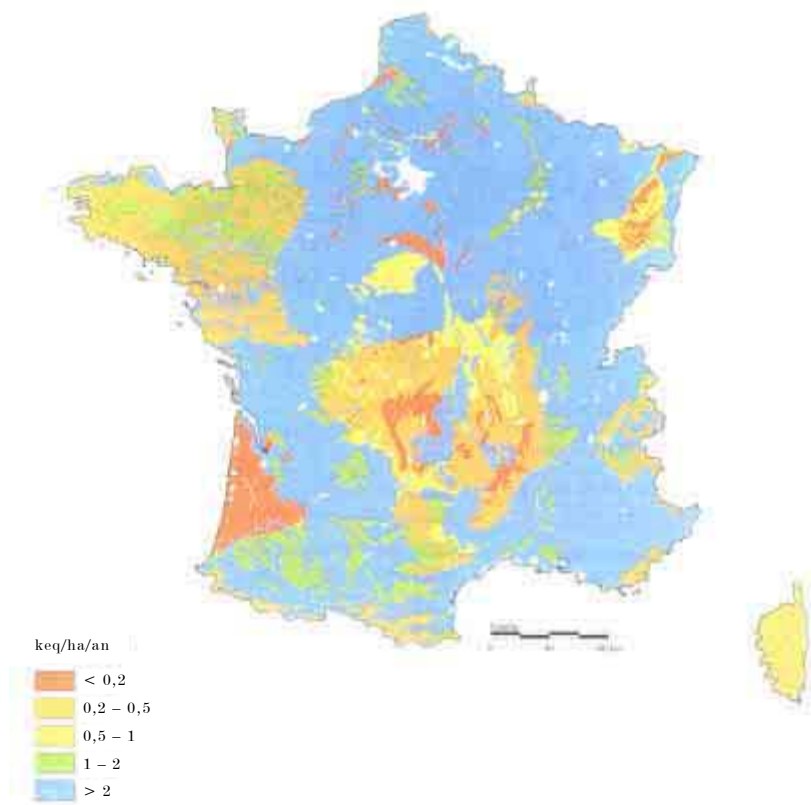
R_{crit} = le rapport Al/BC, (aluminium/cations basiques) = 1,2
 BC_d = dépôt atmosphérique de cations basiques
 BC_w = altération en cations basiques
 BC_u = prélèvement de cations basiques par les arbres forestiers

Pour plus de précisions sur ces questions, on renvoie à plusieurs références bibliographiques : PARTY, 1999 ; THOMAS, 1998 ; DAMBRINE *et al.*, 1993 ; PARTY *et al.*, 2001a ; POSCH *et al.*, 1999. Les valeurs ainsi obtenues constituent la meilleure évaluation dans l'état actuel des connaissances. Il n'est pas inutile de répéter ici que les recherches entreprises dans le domaine environnemental sont souvent caractérisées par une grande incertitude, malgré la mise en œuvre de méthodologie rigoureuse (grande variabilité de situations). Toutefois, l'ensemble de la communauté scientifique s'entend – avec LANDMANN [2000b, p. 17] sur le fait que « la connaissance des régions vulnérables à l'acidification a beaucoup progressé grâce aux études menées sur les charges critiques d'acidité en dépôts atmosphériques [PARTY *et al.*, 1999 in LANDMANN, 2000b, p. 17].

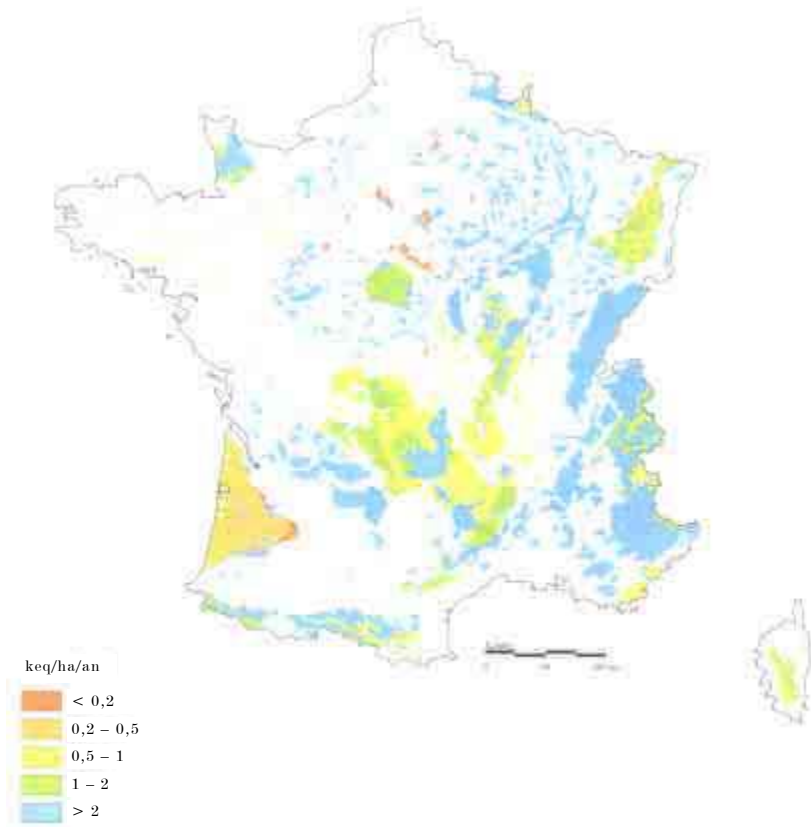
¹⁴¹ Unité de mesure dont l'abréviation est « eq ». Les équivalents servent à quantifier les charges électrostatiques (positives ou négatives) portées par un ion [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. Cf. § 1.1.3 Les unités de mesure de la pollution (p. 74) en première partie pour plus de détails.

Les valeurs des charges critiques d'acidité pour la France sont données sous forme de carte. La première carte (Carte 5), présentant l'altération potentielle des matériaux géologiques et des sols, correspond en fait « à la carte des charges critiques d'acidité pour tous les milieux naturels si l'on n'admet aucun drainage d'acidité à la base des sols » [PARTY, 1999, p. 205]. Mais, ce drainage peut être intégré à la méthode de calcul. On considère alors qu'une certaine quantité de H^+ et Al^{3+} est susceptible d'être lixiviée et que ces quantités, n'ayant plus à être neutralisées par les sols, augmentent d'autant la capacité de neutralisation de l'acidité d'un sol donné, et donc sa charge critique. Intégrant ce drainage, la Carte 6 présente les résultats obtenus pour les sols forestiers et les surfaces agricoles majoritairement prairiales [PARTY, 1999, p. 205] pour le territoire français. Il n'existe pas – à notre connaissance – de valeurs intégrant ce drainage pour les autres grands types d'écosystèmes.

Il ressort du travail des biogéochimistes que vis-à-vis du risque d'acidification, les sols bruns acides parfois lessivés et podzolisés (sur grès, granites acides, schistes et sables notamment) constituent le type pédogéochimiques présentant les charges critiques les plus faibles (inférieures à 0,5 keq/ha/an) [PARTY *at al.*, 2001a, p. 224].



Carte 5 : Charges critiques d'acidité pour l'ensemble des milieux naturels français [PARTY, 1999, p. 204 ; PARTY et al., 2001, p. 522].



Carte 6 : Charges critiques d'acidité pour les sols forestiers du territoire français [PARTY, 1999, p. 206 ; PARTY et al., 2001, p. 523].

2.1.4.1.2 L'eutrophisation (charge critique azotée)

Originellement utilisé pour décrire un enrichissement en azote des milieux aquatiques, le sens du terme d'eutrophisation a été élargi pour s'appliquer à différents milieux. Dans le domaine de la pollution atmosphérique, il désigne une perturbation de l'équilibre biologique des sols et des eaux due à un excès d'azote d'origine atmosphérique (NO_x et NH_3) par rapport à la capacité d'absorption des écosystèmes. Les charges critiques vis-à-vis de ce processus sont appelées « charges critiques azotées ». Elles concernent les dépôts d'azote oxydé (famille des NO_x ¹⁴², composés oxy-azotés, souvent très réactifs de l'atmosphère) mais aussi les dépôts d'azote réduit (famille de l'ammoniac NH_4 , éléments peu réactifs de l'atmosphère) [CEE-NU, 2001c, p. 1]. L'origine des espèces d'azote réduit est essentiellement agricole. Notre champ d'étude étant celui de la pollution automobile, nous nous concentrons sur les dépôts d'azote oxydé (oxy-azotés), c'est-à-dire que nous ne considérons pas l'ensemble des dépôts azotés, mais uniquement ceux d'origine automobile¹⁴³, afin d'appréhender les incidences de ce type de pollution, et non celles de l'ensemble des pollutions azotées et ammoniacales (définition classique du dépôt azoté).

En France, l'effort de recherche a porté de façon préférentielle sur les problèmes d'acidification. De fait, un certain retard existe vis-à-vis des charges critiques azotées. PARTY *et al.* [2001, p. 532] relie ce constat à deux raisons :

- Les données concernant le devenir de l'azote dans les écosystèmes forestiers français sont trop disparates et localisées ; les données nécessaires au calcul de ces charges critiques azotées par la méthode du SSMB (« *Steady State Mass Balance* » ; cf. § précédent) ne sont pas suffisantes pour une cartographie à l'échelle du 1/1 000 000^{ème} ;
- L'absence d'une carte numérique de la végétation suffisamment détaillée pour appliquer la méthode dite empirique de ces charges critiques azotées ; cette méthode reposant sur une sensibilité aux apports d'azote atmosphérique qui varie selon les groupements phyto-écologiques.

¹⁴² On rappelle que les $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$ et $\text{NO}_y =$ ensemble des composés oxy-azotés (cf. § Encadré 3, p. 64).

¹⁴³ Dans la première partie de cette thèse, on nuance cette mise en correspondance un peu simpliste. Il existe d'autres sources de NO_x que le trafic routier. Néanmoins, il constitue une part prépondérante des émissions, et nous avons pris soins de situer nos mesures dans des sites relativement « propres » (rural) du point de vue de le l'azote oxydé (c'est différent pour l'azote réduit ou ammoniacal d'origine essentiellement agricole, non pris en compte dans ce travail) afin de ne pas (ou peu) parasiter nos mesures par d'autres sources.

A l'échelle de la France, et pour honorer la demande européenne de réalisation de carte de charge critique, l'acquisition d'une carte numérique de la végétation suffisamment précise a été réalisée [PARTY et THOMAS, 2000, fig. 5 ; PARTY *et al.*, 2001b, p. 541]. A court terme, cette solution s'impose car le comblement des lacunes de connaissances pour l'application de la méthode mécaniste du SSMB demandera plus de temps¹⁴⁴. Notons cependant que cette méthode a été appliquée au pas de 50 km (méthode et maille EMEP) en partie pour comparer les résultats des deux méthodes (même si l'échelle est différente).

Les charges critiques azotées sont exprimées en kilogrammes d'azote moléculaire (N) par hectare (ha) et par an (kg N/ha/an ou Nkg/ha/an). Pour ce faire, le dépôt de chaque espèce azotée doit être exprimé en terme de masse d'azote (les autres composés de la molécule azotée n'entrent pas en compte dans le calcul). Ces calculs (équivalences) ont été expliqués dans le premier chapitre de cette thèse (cf. 1.1.3, p. 74).

Le tableau qui suit donne les valeurs empiriques de ces charges critiques appliquées en France. Les valeurs retenues pour chaque fourchette sont celles utilisées pour la réalisation de la carte à l'échelle nationale. On verra plus loin sur quels critères ont été retenues les valeurs à appliquer pour nos terrains d'étude.

Types de végétation	Écosystème	Charge critique kg N/ha/an	Valeur française ¹⁴⁵ kg N/ha/an
1. Dunes et landes littorales <i>Koelerion essentiellement</i>	1.1. Landes sèches + zones humides	15-20 20-35	25
2. Marais, tourbières et landes humides à bouleaux <i>Phragmition, Juncion, Ulici-Ericion ; Vaccinio-Pinion, Sphagno-Betulion</i>	2.1. Landes humides de plaine et tourbières	17-22 5-10	10
3. Chênaies à chêne pédonculé dominant <i>Quercion robori-petraeae, Carpinion betuli et Alno-padion</i>	3. 1. Forêts	5-10	10
	3.2. Landes et prairies acides à acidoclines	10-15 20-30	17
4. Chênaies-charmaies ou ormaies à chênes sessiles <i>Quercion robori-petraeae, Carpinion betuli</i>	4.1. Forêts	10-20	12
	4.2. Landes et prairies acides à acidoclines	10-15 20-30	17
5. Chênaies à chênes sessile et pubescent <i>Quercion robori-petraeae/pubescenti-petraeae, Carpinion betuli</i>	5.1. Forêts	15-20 20-35	17
	5.2. Landes et prairies acides à acidoclines (parfois calciques)	10-15 20-30	20

¹⁴⁴ La méthode SSMB pour les charges critiques azotées repose sur les données de bases suivantes :

- Ni (nitrogen immobilisation) : l'azote immobilisé dans les sols est estimé à 0,15 keq/ha/an pour les régions de plaines et 0,30 keq/ha/an pour les régions de montagnes ;
- Nu (nitrogen uptake) : l'azote prélevé par la végétation est estimé à 0,065 keq/ha/an pour les conifères et 0,038 keq/ha/an pour les feuillus ;
- Nde (nitrogen denitrification) : les valeurs de dénitrification sont fonction de paramètres pédologiques : 0 keq/ha/an pour les sols drainants, 0,05 keq/ha/an pour les sols hydromorphes ;
- Nle (nitrogen leaching) : l'azote lessivé est estimé à 0 keq/ha/an pour les feuillus de plaines, 0,05 keq/ha/an pour les conifères de montagne, et 0,1 keq/ha/an pour toutes les espèces de montagne.

Les charges critiques pour l'azote eutrophisant (*critical load of nutrient nitrogen*) se calculent de la façon suivante :

$$CLnut(N) = Ni + Nu + Nde + Nle$$

Pour connaître l'origine des valeurs et le détail des calculs, se référer à PARTY *et al.* [2001b, pp. 532-533].

¹⁴⁵ Pour la cartographie des charges critiques à l'échelle nationale [PARTY *et al.*, 2001b, p. 541].

Types de végétation	Écosystème	Charge critique kg N/ha/an	Valeur française ¹⁴⁵ kg N/ha/an
6. Chênaies à chênes sessile, pédonculé ou pubescent et chêne tauzin <i>Quercion robori-pyrenaïcae</i>	6.1. Forêts (Périgord et Bordelais)	15-20	17
	6.2. Forêts (SO et Nantais)	5-10	10
	6.3. Landes et prairies acidoclines à calcaires	10-15 15-35	17
7. Hêtraies chênaies et hêtraies <i>Luzulo-Fagenion et Lonicero-Carpinenion</i> <i>Cephalanthero-Fagenion, Daphno-Carpinenion et Tilio- Acerion</i>	7.1. Forêts (Atlantique + Massif central)	10-20	15
	7.2. Forêts (NE)	15-20	17
	7.3. Landes et prairies acides à acidoclines	10-15 20-30	17
8. Chênaies pubescentes <i>Quercion pubescenti-petraeae</i> <i>Quercion pubescentis et ilicis</i>	8.1. Forêts (sauf Corse)	15-20	20
	8.2. Landes et prairies calcaires	15-35	25
	8.3. Forêts (Corse)	15-20	15
	8.4. Landes riches et prairies acides	10-15	10
9. Chênaies vertes <i>Quercion ilicis</i>	9.1. Forêts (SE)	15-20	20
	9.2. Landes et prairies calcaires	15-35	25
	9.3. Forêts (Corse)	15-20	15
	9.4. Landes riches et prairies acides	10-15	10
10. Suberaies <i>Quercion suberis</i>	10.1. Forêts (sauf Corse)	7-15	10
	10.2. Landes riches et prairies acides	10-15	10
	10.3. Forêts (Corse)	15-20	15
	10.4. Landes riches et prairies acides	10-15	10
11. Pîneraies à pins méditerranéens – pin d'Alep – <i>faciès du Quercion ilicis</i> – pin Laricio de Corse <i>Gatio-Pinctum larici</i>	11.1. Forêts	7-20	15
	11.2. Landes riches et prairies acides	10-15	12
12. Pîneraies à pin maritime <i>Ericenion, Pinenion maritimi</i>	12.1. Forêts	7-20	7
	12.2. Landes riches et prairies acides	10-15	10
13. Sapinières et hêtraies sapinières <i>Fagion sylvaticae (Abieti-Fagenalia)</i>	13.1. Forêts	7-20	12
	13.2. Landes riches et prairies acides	10-15	10
14. Pessières <i>Vaccinio-Piceion</i>	14.1. Forêts	7-20	10
	14.2. Landes riches et prairies acides	10-15	10
15. Pîneraies à pin sylvestre – <i>Erico-Pinion, Ononido-, Seslerio et Cephalanthero-Pinion</i>	15.1. Forêts	7-20	7
	15.2. Landes à callune	10-20	10
16. Pîneraies à pins de montagne (pin à crochets, pin Cembro) <i>Erico-Pinion, Juniperion nanae, Rhododendro-Vaccinon</i>	16.1. Forêts	7-20	7
	16.2. Prairies subalpines, landes alpines	5-15 10-15	7
17. Mélézins <i>Rhododendro-Vaccinon</i>	17.1. Forêts	7-15	10
	17.2. Prairies subalpines, landes alpines	5-15 10-15	10
18. Alpagnes	18.1. Prairies subalpines, landes alpines	5-10 10-15	7

Tableau 27 : Charges critiques azotées empiriques pour les écosystèmes terrestres et semi-aquatiques appliquées en France (kg N/ha/an) [PARTY et al., 2001b, p. 537-538]

Notons l'importance d'utiliser la même typologie pour décrire les grands types d'écosystème en présence en vallée d'Aspe et à Biriadou afin de faciliter ensuite la mise en correspondance entre l'occupation du sol et – dans un premier temps – une fourchette de

charge critique. Une fois la carte de végétation de nos terrains d'étude établie, nous mettrons en relation ces valeurs et les faciès de végétation identifiés. La fourchette haute ou la fourchette basse sera retenue selon les caractéristiques du secteur agissant comme facteurs majorant ou minorant ces seuils (cf. Tableau 28).

Valeur de la charge critique	Température	Humidité du sol	Période froide	Disponibilité en cations basiques
inférieure	froide	sec	longue	faible
moyenne	intermédiaire	normal	courte	moyenne
supérieure	chaude	humide	aucune	forte

Tableau 28 : Pondérations hautes, moyennes et basses à utiliser pour le classement des charges critiques azotées des écosystèmes terrestres (zones humides non comprises), en cas de données nationales insuffisantes [CEE-NU, 1996 in PARTY et al., 2001b, p. 535]

2.1.4.2 Les niveaux critiques (concentrations dans l'air)

Des seuils limites de concentration pour la protection de la végétation sont fixés par des dispositions européennes. Pour les NO_x, cette valeur limite annuelle est 30 µg/m³ de NO_x (eq. NO₂)¹⁴⁶. Ce seuil est entré en application le 19 juillet 2001 (DIRECTIVE 1999/30/CE, DECRET 2002-213 du 15 février 2002). Notons que les concentrations dans l'air et les dépôts sont très reliés : traditionnellement, on estime les dépôts à partir des concentrations de polluants dans l'air auxquelles on affecte une vitesse de dépôt (coefficient de vélocité) variable selon les polluants. Le seuil de vulnérabilité de la végétation vis-à-vis des concentrations de NO₂ dans l'air étant fixé et, étant donné qu'aucun élément local n'est susceptible de modifier ce seuil, nous ne reviendrons pas sur ce point avant la cartographie finale.

2.1.5 Intérêts et limites du concept de charge critique

Le concept de charge critique présente plusieurs intérêts fondamentaux : l'idée générale est facile à comprendre et son application est « lisible » par les décideurs, son principe est scientifiquement correct, il est approprié aux objectifs de protection de l'environnement, son champ d'application potentiel est considérable, son caractère opérationnel est confirmé par les résultats qui existent déjà. Cependant, son utilisation, justifiée par les éléments énoncés précédemment, nécessite d'être pleinement conscient de ses limites et carences.

Il ne faut pas surestimer la rigueur scientifique permettant l'établissement des valeurs critiques. Les deux grandes méthodes d'estimation présentées peuvent être critiquées. L'approche mécaniste utilise, dans ses calculs, des paramètres basés sur des résultats

¹⁴⁶ Le détail de l'équivalence utilisée dans les calculs est donné au § 1.1.3 Les unités de mesure de la pollution (p. 74).

scientifiques caractérisés par une grande incertitude (stockage de l'azote dans les écosystèmes, estimation des dépôts d'azote et de cations basiques, par exemple). Les valeurs établies avec les méthodes empiriques (relation dose-réponse) sont établies dans des conditions écologiques particulières et leur extrapolation à l'Europe entière est critiquable.

Le calcul des charges critiques se réfère à l'état actuel de l'écosystème : comment intégrer la dégradation déjà encourue au cours des dernières décennies ?

La démarche ne tient que très partiellement compte des interactions possibles entre les diverses formes de pollution. Il faut considérer que les valeurs établies sont une estimation par défaut de la réalité.

Enfin, il existe des critiques du concept en lui-même, parfois qualifié d'« irréaliste » au motif que les valeurs de dépôts calculées (qu'il ne faudrait pas dépasser) paraissent très en deçà de ce qui peut être atteint à l'aide d'une réduction même drastique des émissions polluantes. Il est clair que si une démarche scientifique rigoureuse aboutit à des chiffres « irréalistes », cela signifie que protéger les écosystèmes considérés est (peut-être) irréalisable, mais non pas que la démarche est erronée. L'objectif est de déterminer leur sensibilité intrinsèque. D'un point de vue opérationnel, on peut fixer des objectifs plus raisonnables avec l'adoption de « charge cible » (« *target load* »). Notons qu'en matière de toxicologie, et particulièrement en santé humaine, la démarche qui prévaut est à l'opposée de celle-ci : on vise généralement des valeurs plus basses que celles jugées nocives, pour plus de sécurité.

Ainsi, ce rapide approfondissement du concept de charge critique et son application au domaine de la pollution atmosphérique azotée a montré qu'il n'existe pas une, mais des vulnérabilités environnementales.

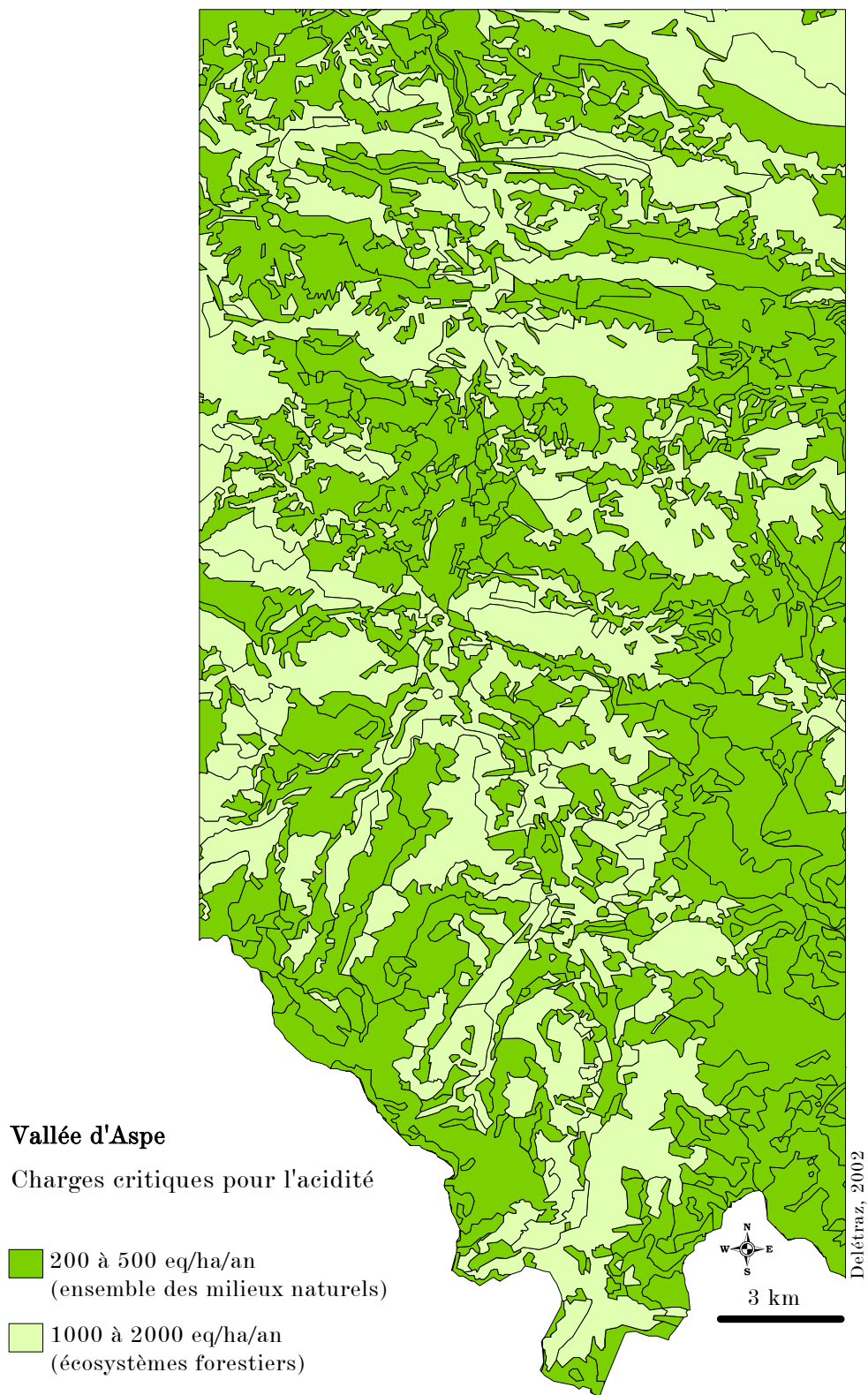
2.2 Vulnérabilités à l'acidité des vallées d'Aspe et de Bariatou

Plutôt que la vulnérabilité, il est plus adapté d'évoquer les vulnérabilités à l'acidité issues des différences entre les deux sites étudiés. Les situations sont assez éloignées selon que l'on se base sur la Carte 5 ou la Carte 6 (p. 223), les références en France.

Les caractéristiques édaphiques du secteur de Bariatou font que la charge critique d'acidité de ce secteur est supérieure à 2000 eq/ha/an (zone bleue¹⁴⁷), quel que soit l'écosystème considéré, ce qui revient à dire que ce secteur est peu sensible.

La situation est plus contrastée pour la vallée d'Aspe. La Carte 5 localise les niveaux de la charge critique d'acidité pour l'ensemble des milieux naturels. En vallée d'Aspe, les sols se situent entre 200 et 500 eq/ha/an pour l'ensemble des écosystèmes. La Carte 6 traite des sols forestiers. Selon les estimations faites dans cette carte, les forêts de la vallée d'Aspe peuvent supporter entre 1000 et 2000 eq/ha/an. La distinction entre les sols forestiers et les autres grands types d'écosystèmes ainsi que les bornes supérieures et inférieures des niveaux fixés sont présentés dans la Carte 7.

¹⁴⁷ Soit 2 keq/ha/an, pour reprendre l'unité utilisée par les auteurs.



Carte 7 : Carte de vulnérabilité à l'acidification de la vallée d'Aspe (charge critique d'acidité avec bornes sup. et inf., suivant qu'il s'agit d'un sol forestier ou non)

2.3 Vulnérabilité à l'eutrophisation des vallées d'Aspe et de Biriadou

Les charges critiques azotées empiriques concernent les écosystèmes forestiers et prairiaux. La démarche adoptée par la France, dans le cadre du Groupe de Travail sur les Effets (CEE-NU) est de réaliser une carte phyto-écologique à l'échelle du pays afin d'appliquer la démarche empirique.

Notre travail se situe à une échelle plus fine que le niveau national et les données de base permettant de mettre en œuvre la méthode SSMB¹⁴⁸ n'existant pas, l'utilisation de la méthode empirique est retenue : réalisation d'une carte de végétation la plus précise possible, concordant avec la nomenclature décrite en Tableau 27 (p. 226). Des cartes supplémentaires permettant d'intégrer certains facteurs de pondération des charges critiques azotées empiriques l'accompagneront : humidité, altitude, sol, température.

2.3.1 Cartes de végétation

2.3.1.1 CORINE® Land Cover

Le programme européen CORINE Land Cover, composante du projet CORINE (coordination de l'information en environnement), vise à constituer une base de donnée sur l'occupation du sol, homogène au niveau européen. En France, l'IFEN en est le maître d'œuvre [LECLERE, 1999, p. 8].

Les principes de constitution de cette base de données géoréférencées sont standardisés ; la méthodologie et la nomenclature sont spécifiées dans un document technique édité par l'Union Européenne : « *CORINE Land Cover – Guide Technique* »¹⁴⁹. L'échelle de travail est le 1/100 000^{ème} et la méthode retenue est l'interprétation visuelle d'images satellites avec, en appui, des données auxiliaires (cartes IGN, photographies aériennes, etc.). La superficie de la plus petite unité cartographiée est 25 hectares, la largeur minimale à considérer étant

¹⁴⁸ Sans cela, des modules de calculs sont mis à la disposition de la communauté des chercheurs via Internet. On pense notamment au module PROFILE, l'un des plus utilisés (notamment par EMEP), téléchargeable sur Internet.

¹⁴⁹ HEYMANN Y., 1993, *CORINE Land Cover – Guide technique*, Commission des communautés européennes, 144 p.

de 100 mètres¹⁵⁰ [LECLERE, 1999, p. 8]. La version mise à notre disposition par l'IFEN date de 1995¹⁵¹.

La nomenclature de CORINE Land Cover, est de type hiérarchique, en trois niveaux emboîtés : le niveau 1 est le plus général, le niveau 3 le plus précis (cf. Tableau 29). La version que nous utilisons comprend ces 3 niveaux.

*Tableau 29 : Extrait de la nomenclature hiérarchisée de CORINE Land Cover
[source LECLERE, 1999, p. 8]*

NIVEAU 1	NIVEAU 2	NIVEAU 3
3. Forêts et milieux semi-naturels	3.1. Forêts	3.1.1. Forêts de feuillus
		3.1.2. Forêts de résineux
		3.1.3. Forêts mélangées
	3.2. Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée	3.2.1. Pelouses et pâturages naturels
		3.2.2. Landes et broussailles
		Etc.

2.3.1.2 Carte de la Végétation du CNRS

Les premières Cartes de la Végétation produites par le CNRS ont été établies après guerre (1947). En raison de leur originalité, de leur richesse et l'important travail de terrain que leur établissement suppose, la couverture de la France (au 1/200 000^{ème}) n'a pas été renouvelé. Le travail mériterait pourtant d'être remis à jour (mais les programmes de télédétection apparaissent plus efficace en terme de rapidité). Le principe de la carte de la végétation est de « *retrouver dans l'espace ce qui se déroule dans le temps* » [REY et IZARD, 1972, p. 5]. Les enchaînement d'opérations cartographiques ont été effectuées sous contrôle des photographies aériennes et par prospection au sol [REY et IZARD, 1972, p. 8]. Chaque série de végétation est désignée par une teinte à signification écologique, et les variations de teintes correspondent aux stades physiologiques successifs de la série¹⁵² [REY et IZARD, 1972, p. 9-11].

¹⁵⁰ Cela signifie que les objets de moins de 25 hectares et de moins de 100 mètres de largeur ne sont pas identifiés en tant que tels mais sont fondus dans leur environnement.

¹⁵¹ Les scènes satellitales utilisées pour les cinq régions sud de la France datent de 1987 et 1988 et proviennent de LANDSAT TM. Les dernières régions traitées (les plus récentes) utilisent des données de 1994 [IFEN, 1995, cédérom].

¹⁵² Une série de végétation est caractéristique des conditions locales de climat, de sol et de végétation (série du Hêtre, du Chêne, du Pin, etc.). Elle peut présenter différents stades, selon l'importance de la pression exercée par les hommes. Ainsi, dans chaque série peut-on voir se succéder plusieurs « formations végétales » [REY et IZARD, 1972, p. 5]. En d'autres termes, à chaque situation écologique correspond une série de végétation déterminée. Celle-ci est constituée d'un ensemble de formations végétales successives traduisant deux influences majeures : la *pression humaine* sur le milieu naturel et la *tendance naturelle* que montre la végétation à exploiter les possibilités de ce milieu [REY et IZARD, 1972, p. 7]. La carte de la végétation décrit les différents stades physiologiques à travers 5 niveaux : le sol nu (ou la culture), la pelouse, la lande ou la garrigue, la lande boisée ou le maquis, la forêt [REY et IZARD, 1972, p. 11].

Chaque feuille comprend la carte de la végétation au 1/200 000^{ème} (document principal), 8 cartons au 1/1 250 000^{ème} complétant la documentation aux points de vue botanique (climax¹⁵³), édaphique, utilisation du sol, agricole, climatique. L'ensemble est accompagnée d'une légende et d'une notice sommaire traitant, pour chaque série de végétation, des conditions du milieu, de la végétation spontanée, de l'origine de la végétation et de son utilisation par l'homme [REY et IZARD, 1972, p. 13]. Ainsi, la Carte de la Végétation constitue pour cette thèse une source d'information très riche.

2.3.1.3 Carte numérique de la végétation locale à partir de CORINE® Land Cover et des cartes du CNRS

Dans le cadre de cette thèse, il est nécessaire d'élaborer une carte de la vulnérabilité des écosystèmes que seule la spatialisation des charges critiques peut permettre d'obtenir. La seconde exigence est que cette carte soit établie sous forme numérique. De fait, les sources d'informations que constituent la base CORINE® Land Cover et les cartes du CNRS sont toutes deux indispensables.

La base CORINE® Land Cover offre un découpage récent de l'occupation du sol sous forme numérique. Elle constitue l'armature de base de nos cartes locales de végétation mais les informations décrivant les types de végétation sont relativement sommaires (distinction feuillus/conifères uniquement). Interviennent ici les Cartes de la Végétation du CNRS, très riches du point de vue de la description phyto-sociologique des séries, plus sûres (travail de terrain effectué par des biologistes spécialisés) et plus précises. Les cartes utilisées sont les suivantes : Bayonne (n°69) [JOVET et DUPIAS, 1969], Tarbes (n°70) [IZARD, LASCOMBES et DUPONT, 1968], Luz (n°76) [DUPIAS, IZARD et MONTSERRAT, 1982].

Ainsi, la base CORINE® Land Cover apporte le découpage numérique par unités spatiales et la physiologie du couvert (pelouse, lande, broussaille, forêt). Les Cartes de la Végétation du CNRS précisent les espèces présentes (série de végétation) et permettent également certains redécoupages plus précis¹⁵⁴. Les types de végétation ont été directement conçus pour correspondre parfaitement aux types déterminés pour les charges critiques. Il sera

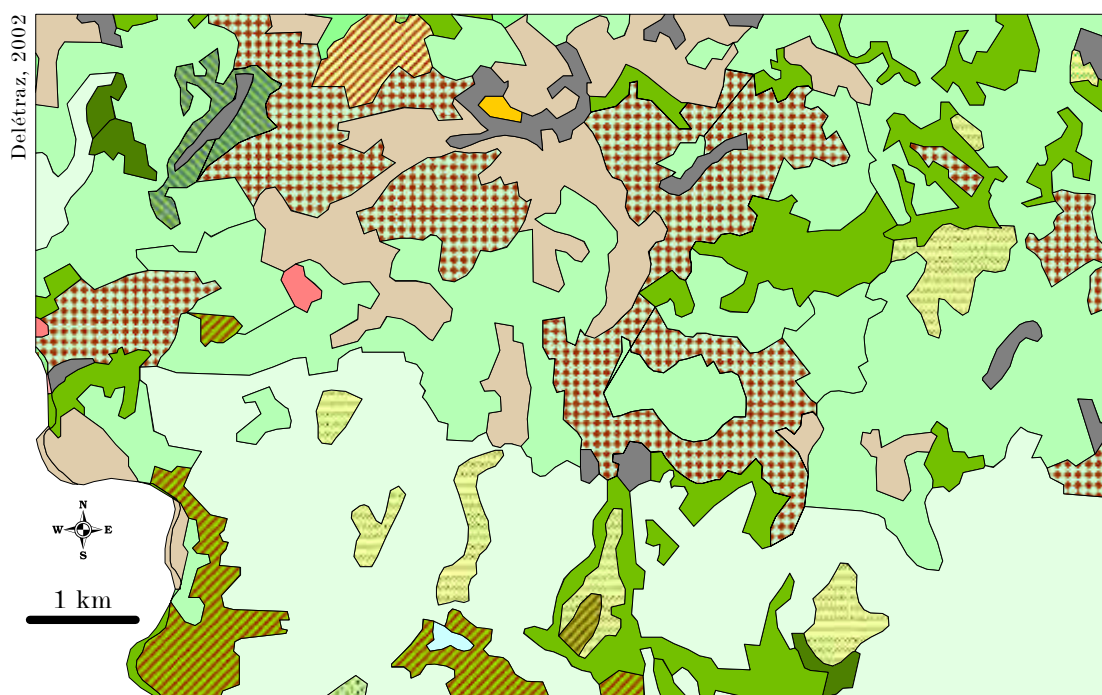
¹⁵³ Le climax est le terme ultime de l'évolution d'une communauté végétale qui correspond à l'optimum de développement de cette dernière, compte tenu des conditions climatiques et/ou édaphiques prévalant dans le biotope considéré [RAMADE, 1993, p. 133].

¹⁵⁴ D'une manière générale, les informations apportées par la carte de végétation du CNRS ont toujours été considérées comme « plus sûres ». Nous connaissons les difficultés de la classification automatique sur photographie aérienne en zone de montagne [DELETRAZ, 1997]. Il n'est pas rare que l'ombre portée d'un versant entraîne des erreurs, comme l'assimilation d'une forêt de feuillus à celle de conifères (plus sombre). La base de donnée CORINE® Land Cover n'est pas exempte de ce type d'erreur que les cartes du CNRS nous ont permis de rectifier, sans devoir effectuer une « vérification terrain » que nous n'aurions pas pu réaliser, faute de temps.

ainsi possible de passer sans difficultés du type de végétation aux charges critiques, expression de la vulnérabilité des écosystèmes.

2.3.1.4 Synthèse cartographique pour la végétation et l'occupation du sol

2.3.1.4.1 Biriatoù

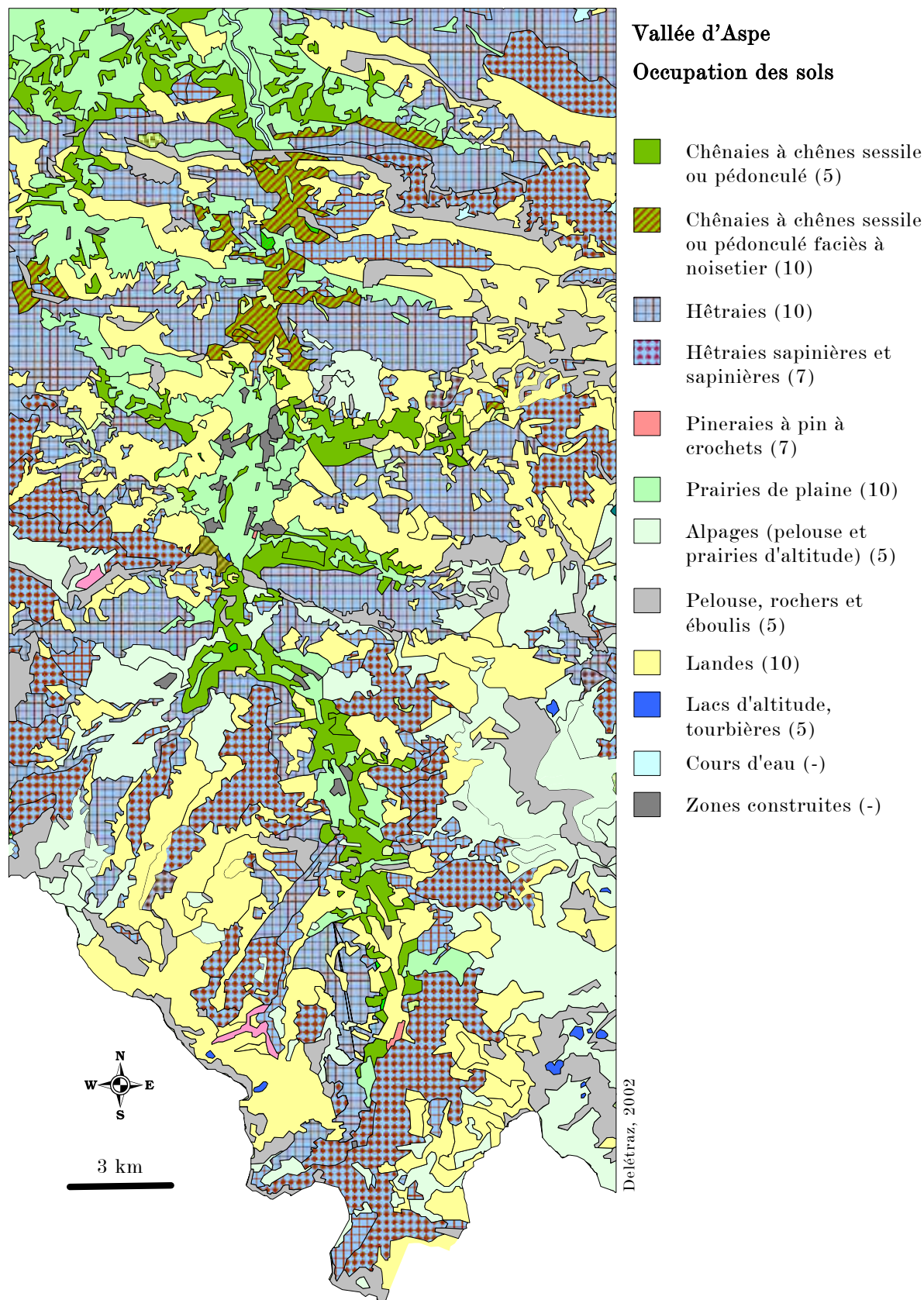


Biriatoù – Occupation des sols

Terres arables (-)	Chênaies à chênes Pédonculés (10)
Arbres fruitiers (-)	Chênaies (Pédonculés et Tausin) (10)
Bocage (15)	Chênaies et pinus Insignis (20)
Pâturage (15)	Chênaies hêtraies (20)
Prairies de fauche (15)	Végétation introd. pinus Insignis (20)
Lande atlantique (15)	Plans d'eau (-)
Lande atlantique et chênes Tausin épars (15)	Zones construites (-)
	Carrière (-)

Carte 8 : Synthèse cartographique pour la végétation et l'occupation du sol à Biriatoù. Charge critique en kgN/ha/an entre parenthèse.

2.3.1.4.2 Vallée d'Aspe



Carte 9 : Synthèse cartographique pour la végétation et l'occupation du sol en vallée d'Aspe. Charge critique en kgN/ha/an entre parenthèse.

2.3.2 Paramètres jouant sur la valeur des charges critiques

Différents paramètres influent sur la valeur de la charge critique. C'est notamment le cas du type de sol (géologie et surtout, pédologie), des températures (durée de la période froide), de l'humidité des sols, de la disponibilité et des apports en cations basiques.

Ces éléments seront discutés dans la partie suivante, consacrée à l'interprétation et l'analyse des résultats obtenus. Nous indiquons toutefois ici les niveaux retenus pour les différents facteurs de pondération des charges critiques. Pour la vallée d'Aspe, la valeur basse a été retenue ; pour Biriadou, c'est la valeur haute.

Valeur de la charge critique	Température	Humidité du sol	Période froide	Disponibilité en cations basiques
inférieure	froide	sec	longue	faible
moyenne	intermédiaire	normal	courte	moyenne
supérieure	chaude	humide	aucune	forte

Tableau 30 : Influence des facteurs pondérateur sur la valeur des charges critiques en vallée d'Aspe

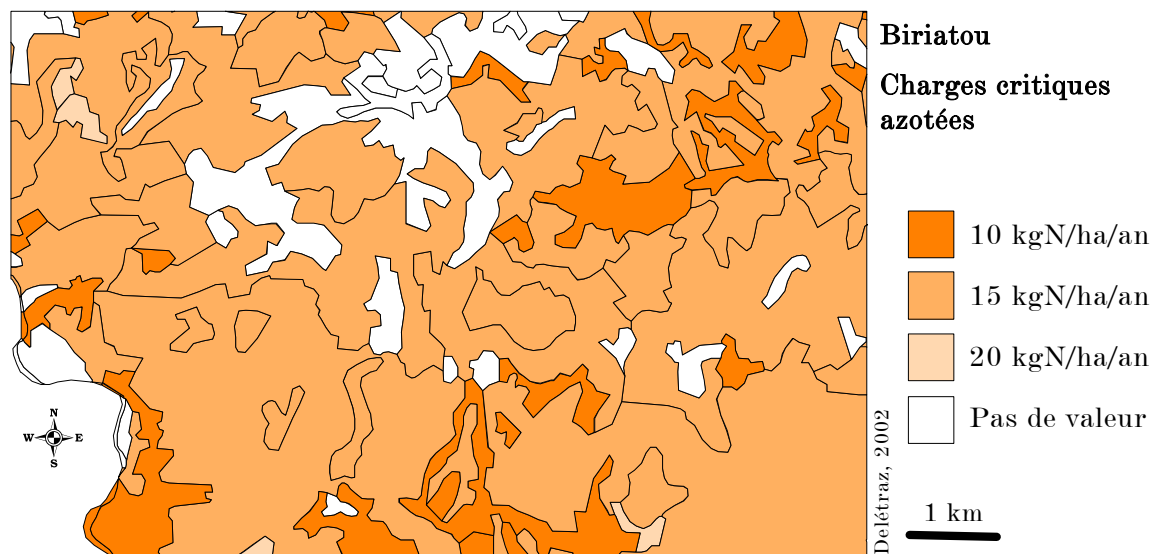
Valeur de la charge critique	Température	Humidité du sol	Période froide	Disponibilité en cations basiques
inférieure	froide	sec	longue	faible
moyenne	intermédiaire	normal	courte	moyenne
supérieure	chaude	humide	aucune	forte

Tableau 31 : Influence des facteurs pondérateur sur la valeur des charges critiques à Biriadou

2.3.3 Cartes de vulnérabilité à l'eutrophisation

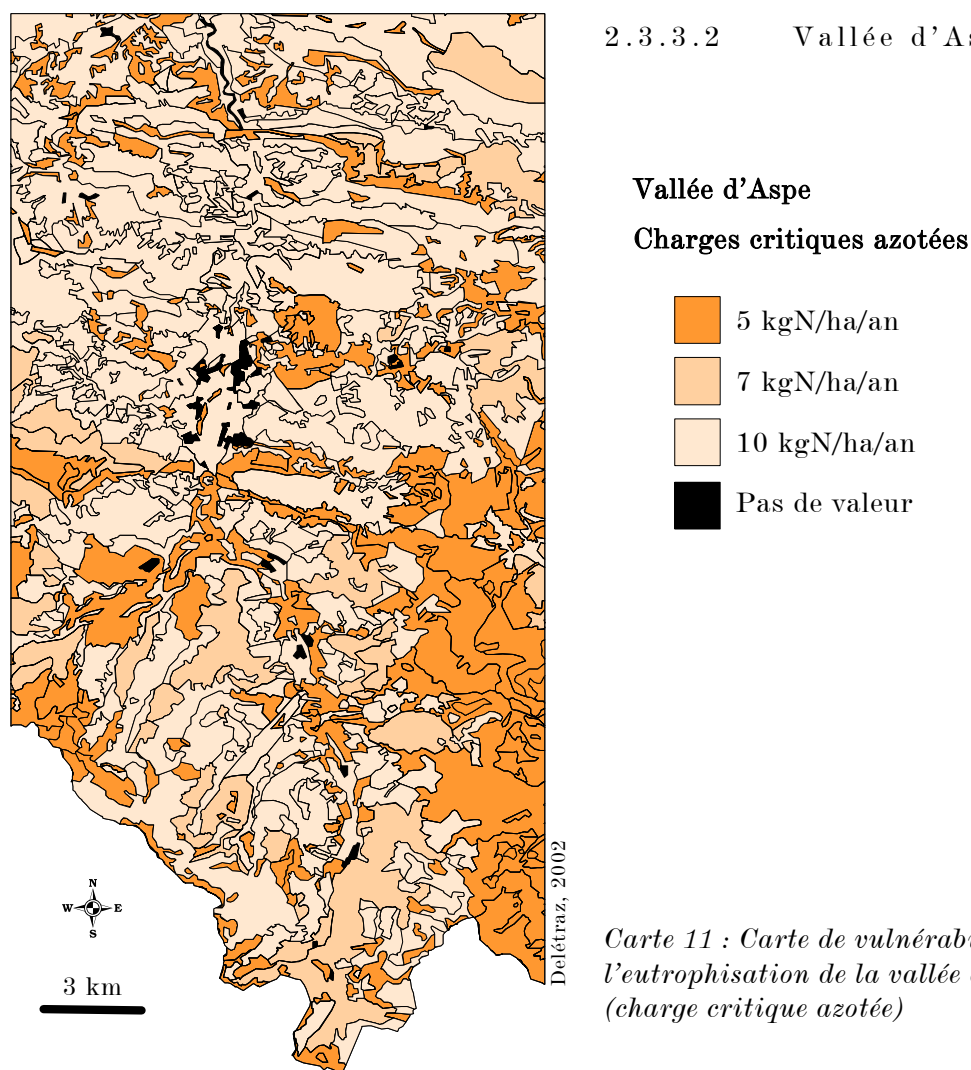
Les différences de végétation et l'influence des facteurs pondérateurs créent une situation contrastée entre les deux sites étudiés. A Biriadou, les charges critiques s'échelonnent entre 10 et 20 kgN/ha/an alors qu'en vallée d'Aspe, les écosystèmes sont largement plus sensibles avec des valeurs qui varient entre 5 et 10 kgN/ha/an. Généralement, les valeurs les plus faibles correspondent aux zones forestières et aux écosystèmes d'altitude (alpages).

2.3.3.1 Biriadou



Carte 10 : Carte de vulnérabilité à l'eutrophisation à Biriadou (charge critique azotée)

2.3.3.2 Vallée d'Aspe



Carte 11 : Carte de vulnérabilité à l'eutrophisation de la vallée d'Aspe (charge critique azotée)

2.4 Vulnérabilité aux concentrations dans l'air

La vulnérabilité aux concentrations dans l'air ne justifie pas l'établissement de carte spécifique. Depuis la Directive européenne 1999/30 du 22 avril 1999 (mise en application le 19 juillet 2001), transposée en droit français par le décret 2002-213 du 15 février 2002, la « valeur limite pour la protection de la végétation » est fixée à $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_x en moyenne annuelle. Rappelons que la Directive 1999/30 définit les « oxydes d'azote » par « la somme du monoxyde d'azote et du dioxyde d'azote, additionnés en parties par billion et exprimés en dioxyde d'azote en microgrammes par mètre cube » [JOURNAL OFFICIEL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 1999, p. L 163/42].

2.5 Limites et améliorations envisagées pour l'évaluation de la vulnérabilité

Il n'est pas dans l'optique de cette thèse d'améliorer la précision/la qualité des charges critiques. Par contre, il est envisageable d'améliorer le travail en réalisant des cartes de pédopaysage. THOMAS [1998] a mis au point une méthodologie reprise par la suite¹⁵⁵ et qui devrait être applicable en vallées d'Aspe et de Biriadou. Elle propose un modèle statistique d'analyse spatiale visant la détermination du niveau d'acidité des sols en fonction de variables spatiales : géologie, altitude et données climatiques. Toutefois, cette méthodologie est trop complexe pour pouvoir être mise en œuvre dans le délai de cette thèse. Il s'agit simplement ici, de signaler son caractère reproductible dans les Pyrénées [THOMAS¹⁵⁶ et CHERRY, 2002, comm. verb.].

Enfin, une plus grande précision spatiale pourrait être atteinte dans les cartes d'occupation du sol grâce à l'intégration de photos aériennes orthorectifiées et égalisées¹⁵⁷ (BD Ortho® IGN) ou d'images satellites. Il serait alors possible de reprendre manuellement la délimitation des unités spatiales, actuellement définies selon CORINE® Land Cover et les cartes du CNRS.

¹⁵⁵ GADDAS Fadhel, 2001, *Proposition d'une méthode de cartographie des pédopaysages – Application à la « moyenne vallée du Rhône »*, Thèse : Dynamiques des Milieux et Organisations Spatiales : Paris-Grignon : INRA, 212 pages.

¹⁵⁶ Sa thèse sur les Vosges, financée par l'ADEME, s'inscrit dans le programme européen « Charges critiques ». Réalisée à l'INRA et l'ENGREF, au sein d'une équipe spécialisée sur ces questions, son travail ouvre de nouvelles perspectives sur la dimension spatiale des problèmes d'acidités.

¹⁵⁷ Dans le cadre du programme ETP, Olivier PARIS et Gabriel DOS SANTOS (respectivement en maîtrise de géographie, inachevée (1998-99) et en maîtrise MASS [DOS SANTOS, 2001]) ont travaillé sur ces aspects. Plusieurs difficultés doivent être surmontées : l'orthorectification et le mosaïquage d'images en premier lieu. Ces opérations, fastidieuses, sont maîtrisées sous l'environnement logiciel ER MAPPER®6.0. Les véritables difficultés sont liées au fait que les images (photographies papier scannées) ne présentent pas toutes la même balance de couleur, ni les mêmes contrastes (les développements de l'IGN sont optimisés pour chaque cliché). Malgré l'existence de nombreux outils informatiques visant l'égalisation des couleurs, les contrastes auxquels nous avons dû faire face étaient trop importants. Sur la base de ces mosaïques d'images mal égalisées, les résultats des classifications automatiques (détermination manuelle de sites d'entraînement, échantillons de pixels fournis au programme pour une classification systématique) n'ont jamais pu atteindre un niveau suffisant permettant leur utilisation.

3 *Cartographier l'aléa : dépôts et concentrations de part et d'autre des routes*

Les émissions d'oxydes d'azote des véhicules empruntant les axes de circulation constituent des aléas, des menaces potentielles, pouvant revêtir diverses formes pour les écosystèmes traversés. On peut ainsi distinguer l'aléa « concentration de dioxyde d'azote dans l'air » et l'aléa « dépôt azotés » avec ses effets eutrophisants et ses effets acidifiants. Tous deux peuvent être mis en relation avec des réglementations ou des recommandations qui permettent d'évaluer la vulnérabilité des milieux : la directive européenne (DIRECTIVE 1999/30/CE) fixe à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_x la valeur limite pour la protection des végétaux. Les dépôts azotés, participant à l'eutrophisation et l'acidification des écosystèmes, et estimés à partir des mesures de dioxyde d'azote, ne doivent pas dépasser des « charges critiques », spécifiques à chaque écosystème. Après avoir cartographié la vulnérabilité des écosystèmes de la vallée d'Aspe et de Biriadou, la seconde étape est de cartographier les aléas liés aux émissions de polluants azotés par les véhicules : les concentrations et surtout, les dépôts.

Précisons que le travail sur les dépôts est prioritaire car c'est essentiellement par cette voie que la pollution atmosphérique azotée porte atteinte à l'environnement à notre échelle de travail (on ignore de fait les incidences de la pollution azotée sur l'effet de serre et à l'échelle continentale). De plus, l'évaluation de la vulnérabilité à travers les charges critiques est plus nuancée (gradient de valeur) que la réglementation binaire concernant les niveaux dans l'air (au-dessus ou en dessous du seuil de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Pour ces raisons, le terme de dépôt est souvent employé dans les pages qui suivent pour désigner l'aléa. Pourtant, les réflexions et la démarche décrites sont identiques pour les concentrations dans l'air.

La condition *sine qua non* pour la réalisation d'une carte de dépôt (carte d'aléa) est de disposer de points de mesure de part et d'autre des lieux d'émission. Dès le début de la réflexion pour la mise au point d'un protocole de mesure et d'étude de la pollution liée aux transports routiers dans les vallées de transit, l'utilisation de capteurs passifs est apparue comme essentielle et incontournable. Ces capteurs ont en effet plusieurs avantages décisifs : légers, autonomes, d'un faible coût de revient, ils permettent une multiplication des points de mesure, ce qui constitue un point crucial quand on cherche à spatialiser un phénomène. Ces capteurs fournissent des valeurs localisées de concentrations et de dépôts, exprimées respectivement en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et en $\text{kg N}/\text{ha}/\text{an}$ ou $\text{eq N}/\text{ha}/\text{an}$, conformément aux unités les plus fréquemment utilisées par les spécialistes des dépôts (biologistes,

biogéochimistes, pédologues...). Pour chaque campagne de mesure, on dispose de 18 à 20 séries de valeurs (1 mesure/semaine¹⁵⁸) pour environ 80 capteurs/site¹⁵⁹. Enfin, des données météorologiques et de trafic sont disponibles (sur ce point, nous renvoyons à la seconde partie de cette thèse, consacrée à l'acquisition de ces données). La question qui se pose alors est celle du traitement et de la valorisation de ces données brutes. Comment en tirer une véritable information géographique ? Après quelques considérations sur les caractéristiques des diverses méthodes envisagées au départ, nous justifierons en quoi la modélisation statistique que nous proposons paraît la plus adaptée à notre problématique.

3.1 Des possibilités méthodologiques multiples

3.1.1 Déterminisme et probabilité

Pour calculer des valeurs au-delà des points de mesure dont on dispose, il existe deux grands types de méthodes qui reposent soit sur des liaisons « rigides » soit sur des liaisons « stochastiques » [RACINE et REYMOND, 1973, p. 132 d'après LIORZOU, 1966] et qui s'appliquent à l'interpolation, à l'estimation ou à la modélisation¹⁶⁰ spatiale. Les premières sont des liaisons mathématiques, qui permettent de déterminer très rigoureusement une valeur en fonction d'une autre. Ce sont les méthodes déterministes. Les secondes décrivent des rapports de dépendances entre deux ou plusieurs phénomènes, de façon moins « rigide » ; ce sont les méthodes stochastiques, basées sur l'application des probabilités aux statistiques.

ARNAUD et EMERY [2000, pp. 86-87] mettent en garde au sujet des limites des méthodes d'interpolations déterministes (triangulation, fonctions splines¹⁶¹) : « *Chaque estimation est affectée d'une erreur et l'on est dans l'incapacité de dire laquelle est la plus proche de la vraie*

¹⁵⁸ Sauf en vallée d'Aspe où le protocole a été modifié en cours de campagne pour faire face à la faiblesse des valeurs obtenues, proches des limites de détection de la méthode utilisée, ce qui nécessite d'allonger les durées d'exposition pour piéger davantage de polluant. Ainsi, pour chaque capteur situé à plus de 50 mètres de la route, l'exposition a été doublée : d'une semaine initialement à deux semaines d'exposition. Les séries de mesures ont été reconstituées ultérieurement selon la méthode présentée dans la partie précédente.

¹⁵⁹ Le nombre de capteurs n'est pas fixe suivant les semaines car des actes de vandalisme ont parfois eu lieu sur certains d'entre eux.

¹⁶⁰ Selon l'ENCYCLOPAEDIA UNIVERSALIS [1997, Cédérom], l'interpolation est l'intercalation de valeurs ou de termes intermédiaires dans une série de termes ou de valeurs connues ; l'estimation est, en statistique, la recherche de la valeur d'un ou plusieurs paramètres d'une loi statistique à partir de sondages ou d'observations. Enfin, la modélisation est l'élaboration d'une représentation d'un phénomène à l'aide d'un système qui possède des propriétés analogues à ce phénomène. Concernant les modèles, nous reviendrons plus longuement sur leur spécificité en géographie.

¹⁶¹ Les fonctions splines, très en vogue car elles donnent des interpolations « lisses » peuvent être « *selon la présentation que l'on en fait, [...] soit une approximation polynomiale particulière, soit un cas particulier du krigeage universel* » [LABORDE, 2000, p. 14] ; « *le formalisme des splines est équivalent à celui du krigeage [une méthode géostatistique]* » [ARNAUD et EMERY, 2000, p. 80]. Bien que d'accord sur ce point, le premier les classe plutôt dans les méthodes géostatistiques, les seconds comme une méthode déterministe.

valeur (inconnue) [...]. Il est même fort probable qu'une méthode donnant un bon résultat en un site particulier, conduise à une erreur importante en un autre site. [...]. En effet, d'une part, les vraies valeurs sont inconnues sauf aux sites d'observation ; d'autre part, comme la plupart des techniques [d'estimation locale déterministes] sont des interpolateurs exacts, elles fournissent des valeurs interpolées qui sont identiques aux vraies valeurs aux points de mesure ». La seule solution consiste alors à mettre en œuvre une validation croisée¹⁶².

Avec les liaisons dites « stochastiques » [HAGGETT, 1973, p. 38], la logique est différente. Pour HAGGETT, avec les processus stochastiques intégrant le principe d'incertitude (variables aléatoires) et remettant en cause le déterminisme mathématique – c'est le remplacement des lois normatives par le concept de tendance probabiliste –, il est enfin possible de concilier libre-arbitre et déterminisme [HAGGETT, 1973, p. 36]. La stochastique permet de formaliser la part de hasard des phénomènes naturels et humains, d'intégrer leur caractère aléatoire. Ainsi, on peut trouver des lois qui ne sont plus déterministes mais qui sont des approximations statistiques, dont la probabilité est plus ou moins forte [HAGGETT, 1973, p. 37] et calculable, ce qui permet d'estimer la part d'erreur. RACINE et REYMOND, [1973, pp. 133-134] expriment l'intérêt de l'intégration des liaisons stochastiques par le fait que « la connaissance de l'une des variables [permet] non pas de déterminer l'autre exactement, mais de la viser, avec plus ou moins de précision, c'est-à-dire d'en fournir une estimation. [...] Contrairement aux liaisons rigides qui expriment par une fonction mathématique simple sans terme d'erreur, les liaisons stochastiques se traduisent plutôt par un nuage de points formant une bande d'autant plus étroite et régulière, que le coefficient de corrélation sera plus élevé ».

A ce stade, il s'agit de ne pas ignorer les difficultés d'interprétation qui se posent lorsqu'une liaison de type statistique est mise en évidence : quelle est la représentativité de l'ensemble des observations effectuées ? Si la dépendance statistique indique qu'il y a présence d'une relation, quelle est la nature de cette relation ? Le coefficient de corrélation mesure le degré de la relation sans toutefois être lui-même porteur d'explication, même si, comme le soulignent RACINE et REYMOND, [1973, p. 135] « [les] statisticiens ont pris l'habitude de dire par exemple que le r^2 du coefficient de corrélation, le « coefficient de détermination » indique le pourcentage de la variation totale de y « expliquée par », ou « imputable à » la variation de x . Ce ne sont là que conventions de langage. Nul n'ignore en effet qu'une forte relation statistique n'est pas forcément causale, loin de là ».

¹⁶² La validation croisée consiste à partager l'ensemble des points pour lesquels on dispose d'une mesure en deux échantillons. On appelle « échantillon de base » les valeurs utilisées pour estimer celles du second échantillon : « l'échantillon test ». On inverse ensuite les rôles : l'échantillon de base devient l'échantillon test et inversement. Autrement dit, la validation croisée consiste à estimer chaque donnée en ne tenant compte que des autres données, puis à comparer la valeur estimée à la valeur réelle [ARNAUD et EMERY, 2000, p. 152].

Ainsi, les méthodes géographiques de type quantitativiste ne s'appuient pas forcément sur des modèles déterministes : la notion classique de grandeur a été remplacée par celle de sa probabilité d'apparition [RACINE et REYMOND, 1973, p. 149]. L'explication probabiliste, « stochastique », est l'approche scientifique qui correspond le mieux « à la nature de cette complexité organisée toujours en mouvement qu'est une structure spatiale » [RACINE et REYMOND, 1973, p. 149].

Aussi, si les méthodes statistiques sont largement plébiscitées dans la discipline depuis les années 1970, cela ne doit pas faire oublier les difficultés à les mettre en œuvre, leurs limites et les précautions dont il faut s'entourer. Mais, si l'approche statistique spatiale est celle qui convient le mieux à notre problématique, il reste à définir quelle méthode nous permettra d'en tirer le meilleur profit : interpolation, estimation ou modélisation ?

3.1.2 *L'interpolation n'est pas la bonne solution*

L'objectif est d'aller au-delà d'une cartographie localisant les points de mesures et la valeur qui leur est associée (Carte 29, p. 391, par exemple). Pour ce faire, la première étape a été de tester les principales méthodes généralement recommandées pour l'interpolation de données à des points dispersés [IONESCU *et al.*, 1996, p. 87 ; CORDEAU *et al.*, 1998, p. 3] : triangulation, fonctions splines, krigeage¹⁶³.

Précisons que les fonctions splines et le krigeage font parties des techniques de la géostatistique¹⁶⁴ [CHARRE, 1995, p. 9] et comptent parmi les plus raffinées dans l'interpolation de données spatialisées. Dans le milieu des associations de surveillance de la qualité de l'air, la géostatistique jouit d'une importante renommée. Les méthodes offertes par ce champ de l'analyse spatiale font partie des mieux adaptées à leurs besoins¹⁶⁵. La géostatistique est une méthode d'analyse de données corrélées dans l'espace basée sur la

¹⁶³ Le krigeage est une technique géostatistique d'estimation locale. C'est MATHERON qui a formalisé cette méthode et qui l'a baptisée krigeage en l'honneur du sud-africain D.G. KRIGE [ARNAUD et EMERY, 2000, p. 90]. Le krigeage fait précéder l'interpolation d'une analyse variographique qui consiste à élaborer un modèle de covariance ou de variogramme à partir des données et informations disponibles [ARNAUD et EMERY, 2000, p. 179]. Les observations permettent la construction du « *variogramme expérimental* » qui « *permet de savoir dans quelle mesure ce qui se passe en un point ressemble ou non, en moyenne, à ce qui se passe dans son entourage distant de h ; il mathématise la notion d'influence d'un échantillon : si l'influence décroît très rapidement quand on s'éloigne de ce point, la croissance du variogramme à l'origine est très rapide* » [GUILLAUME, 1977 in DAUPHINE et VOIRON-CANICIO, 1988, p. 13]. La qualité de l'estimation et l'appréciation de sa précision reposent entièrement sur le modèle d'ajustement variographique utilisé, qui doit donc être le plus adéquat et le plus cohérent possible avec le variogramme expérimental (cf. note 166 sur l'analyse variographique).

¹⁶⁴ Historiquement, c'est à Georges MATHERON que l'on doit ce vocable, inventé dans les années 1960 pour désigner les méthodes stochastiques ayant une dimension spatiale, notamment le krigeage [D'AUBIGNY in ARNAUD et EMERY, 2000, p. 15 ; LABORDE, 2000, p. 11]. Les modèles probabilistes de MATHERON ont été mis au point pour procéder à l'estimation des réserves des gisements miniers [MATHERON, 1997, Cédérom]. Ce dernier ayant rédigé le chapitre « Géostatistique » de l'ENCYCLOPAEDIA UNIVERSALIS, cela explique que la définition du terme proposée par cette dernière soit « fait d'évaluer des gisements par la méthode statistique » [ENCYCLOPAEDIA UNIVERSALIS, 1997, Cédérom].

¹⁶⁵ Le logiciel ISATIS[®], de la société GEOVARIANCES, par exemple, est très bien implanté dans ce secteur.

quantification et la modélisation de la structure de cette corrélation à partir de divers outils, le plus souvent un variogramme¹⁶⁶. Une des applications les plus fréquentes est ensuite une interpolation par krigeage, évoqué plus haut.

Les interpolations testées ont pu donner des résultats corrects sur certains sites mais à plus petite échelle (sur une surface plus grande¹⁶⁷), ces derniers étaient largement moins convaincants. Une contribution au colloque « *Transport et pollution de l'air* » organisé par l'INRETS et l'Université de Graz (Autriche) à Avignon en juin 2000 présentait cependant une des premières cartes que nous avons réalisée, basée sur une interpolation par triangulation [DELETRAZ, 2000, p. 632]. La relative faiblesse des résultats obtenus avec ces méthodes est liée aux caractéristiques de notre terrain : irrégularité du maillage de capteurs, mais surtout topographie mouvementée et très forte linéarité de la source de pollution (la route) qui ne sont prises en compte ni l'une ni l'autre. Ce cas est très peu traité dans la littérature et un certain nombre de techniques s'avèrent mal adaptées à ce cas de figure (structure linéaire). La plupart des techniques d'interpolation existantes sont dédiées à l'étude de champ de valeurs qui varient selon des critères nombreux, parfois complexes et/ou mal ou peu connus mais répartis sur tout le secteur étudié. Pour exemples, ARNAUD et EMERY [2000, p. 19] citent : « *la teneur en éléments (azote, potassium échangeable, conductivité électrique, etc.) mesurée sur des échantillons de sol répartis dans une zone géographique, la pluviométrie relevée dans diverses stations météorologiques d'une région, la perméabilité du sol d'un bassin versant, des concentrations en polluants mesurées dans des stations de contrôle, l'altitude d'un semis de points disposés de manière irrégulière dans l'espace* ». Le phénomène que nous étudions ne correspond pas à ces exemples (localisation de la pollution autour des axes de circulation). Cependant, comme toutes données spatialisées, le champ de dépôt de la pollution azotée présente une structure spatiale. Les valeurs qu'elle prend sont « corrélées » entre elles : c'est l'autocorrélation spatiale. Selon DAUPHINE et VOIRON-CANICIO [1988, p. 11], l'autocorrélation est une propriété que possède toute donnée cartographiée faisant apparaître une structure. Toute organisation spatiale implique donc une dépendance entre des valeurs voisines. « *Sans autocorrélation spatiale, n'existeraient que des champs de valeurs aléatoires, dépourvus de toute forme d'organisation* » [DAUPHINE et VOIRON-CANICIO, 1988, p. 11]. La géographie existe donc, ou n'a d'intérêt, que parce que l'autocorrélation spatiale existe [CHARRE, 1995, p. 34]. C'est ce dernier aspect qui suppose que deux lieux proches tendent à se

¹⁶⁶ L'analyse variographique repose sur le calcul d'un variogramme expérimental, et son ajustement par une courbe théorique (le modèle de variogramme) qui varient selon les discontinuités de la distribution spatiale du phénomène. Un variogramme est un nuage de points représentant la variance entre les données regroupées par paires (ordonnée) en fonction de la distance entre les deux points de cette paire (abscisse) [ARNAUD et EMERY, 2000, pp. 119-163].

¹⁶⁷ Les fréquents échanges avec des chercheurs d'autres disciplines (aérologie notamment) nous ayant montré à quel point le sens des mots varient selon les disciplines, nous préférons préciser.

ressembler davantage que deux lieux éloignés [BAVOUX *et al.*, 1998, p. 19], qui rend possible l'interpolation spatiale, à partir des valeurs mesurées en un certain nombre de sites localisés dans l'espace [ARNAUD et EMERY, 2000, p. 19]. Dans notre cas, la structure linéaire très marquée de la source de pollution, facteur explicatif essentiel à l'échelle locale où nous travaillons, constitue donc un point essentiel à prendre en compte. C'est justement à travers l'étude plus approfondie de la structure spatiale de nos valeurs de pollution que nous allons chercher une solution de généralisation de l'information.

3.1.3 Pour l'étude des phénomènes linéaires, le secours de l'analyse spatiale

Les techniques d'interpolation montrent donc leurs limites lorsque le phénomène spatial à interpoler est linéaire (très peu d'exemples cités dans la littérature). Face à ce type de structure spatiale, les méthodes de l'analyse spatiale apportent d'autres possibilités.

Née dans le contexte polémique de la redéfinition de l'objet et de l'identité scientifique de la géographie [BESSE et ROBIC, 1986, 1989, ROBIC, 1992 *in* BESSE, 1994, p. 4], l'analyse spatiale s'est imposée pour permettre à la discipline – avec d'autres courants rénovateurs – de dépasser le stade de l'étude des lieux comme autant d'objets uniques. Une phrase de HARTSHORNE (1939) résume bien cette tradition exceptionnaliste de la géographie: « *Il n'est nécessaire d'élaborer aucune proposition universelle, sinon cette loi générale de la géographie que chaque région est unique* » [HARTSHORNE, 1939, p. 468 *in* HAGGETT, 1973, p. 12]. A cette démarche « verticale » va s'opposer, à partir des années 1950, une démarche « horizontale », privilégiant les interactions et les corrélations entre ces lieux, jusqu'alors considérées de façon séparées. Pour SCHAEFER (1953), dans un article jugé fondateur à certains égards, « *expliquer les phénomènes que l'on décrit revient toujours à les reconnaître comme la manifestation des lois. Une autre façon de dire la même chose est de souligner que la science ne s'intéresse pas tant aux faits pris isolément qu'aux structures qu'ils forment... la géographie doit être conçue comme la science qui s'occupe de formuler les lois gouvernant la distribution spatiale de certains aspects de la surface terrestre* » [SCHAEFER, 1953, *trad. fr.* ROBIC, 1992 *in* BESSE, 1994, p. 5]. Ainsi, le cas individuel est l'expression de lois spatiales générales [BESSE, 1994, p. 4-5 ; PUMAIN et SAINT-JULIEN, 1997, p. 5]. L'analyse spatiale envisage donc les mouvements (transports, flux, transferts, diffusion), les organisations (centralités, polarité, réseaux) et les intégrations (hiérarchisations, emboîtements des espaces) [BESSE, 1994, p. 7]. Les deux derniers éléments constituent les structures spatiales et les modèles spatiaux cherchent à simuler les processus créateurs de ces structures. Nous avons évoqué la différence entre le déterminisme mathématique de certaines méthodes et l'intérêt des méthodes stochastiques intégrant le caractère aléatoire

des phénomènes. Les modèles développés en analyse spatiale se fondent évidemment sur des outils statistiques et, l'espace constitue généralement une des variables explicatives.

Ainsi, l'analyse spatiale repose sur l'existence et la recherche de lois régissant la spatialité. L'autocorrélation spatiale, évoquée à la fin du paragraphe précédent, en est une. Lorsqu'il s'agit d'expliquer la localisation d'un phénomène (ici, la répartition des valeurs de dépôt de composés azotés), les propriétés relatives à la situation géographique de ces lieux, et notamment la distance à un point particulier est « *une des propriétés spatiales les plus souvent mobilisées* » [PUMAIN et SAINT-JULIEN, 1997, p. 83] car la distance joue un rôle déterminant dans l'ensemble des interactions spatiales. En effet, la répartition d'un très grand nombre de phénomènes spatiaux est liée au fait que les échanges et les influences entre deux lieux diminuent avec la distance. Ainsi, il est très fréquent que l'organisation d'objets ou de phénomènes spatiaux s'agence sous forme de gradient¹⁶⁸ constituée autour d'un centre, ou encore de part et d'autre d'un axe [PUMAIN et SAINT-JULIEN, 1997, p. 84]. Ces auteurs notent que l'importance des gradients, à toutes les échelles géographiques, explique que « *de très nombreuses formes de modélisation ont tenté de rendre compte de leur forme* » [PUMAIN et SAINT-JULIEN, 1997, p. 84].

Ainsi, la piste de la modélisation, envisagée dès le début de la thèse [DELETRAZ, 1998, p. 128], a été retenue et semble *a priori* la plus pertinente. Dans certains cas (celui d'une structure spatiale fortement linéaire telle que les vallées d'Aspe et de Biriadou), la géostatistique, bien que basée sur des outils statistiques spatiaux peut s'avérer moins adaptée que l'utilisation de variables intrinsèquement spatiales avec des techniques statistiques plus classiques. La modélisation statistique permet justement de s'affranchir du poids du maillage de points de mesures. A ce stade, il s'agit de rechercher des lois régissant les valeurs de dépôt azoté polluant dans l'espace situé de part et d'autre de notre axe émetteur. L'expression de ces lois reposera sur le formalisme statistique.

¹⁶⁸ Un gradient est la variation d'intensité (ou taux de variation [BAVOUX, 1998, p. 34]) d'un phénomène par unité de distance entre un point et un centre (ou un axe) donné [PUMAIN et SAINT-JULIEN, 1997, p. 84].

3.2 La logique retenue : un modèle stochastique

3.2.1 Le « modèle » en géographie

En géographie, la définition du modèle par Peter HAGGETT est incontournable : « *Un modèle est une représentation schématique de la réalité élaborée en vue d'une démonstration* »¹⁶⁹ [HAGGETT, 1965 in DURAND-DASTES, 1995, p. 293]. Il est vrai que cette dernière a le mérite d'être à la fois simple et très pertinente [DURAND-DASTES, 1995, p. 293]. En 2001, DURAND-DASTES propose une version légèrement modifiée de la définition classique de HAGGETT. Selon lui, « *le modèle est une représentation schématique de la réalité, élaborée en vue de la comprendre et de la faire comprendre* » [SANDERS et al., 2001, p. 31]. Ces deux définitions, forcément très proches puisque la seconde est tirée de la première, sont parfaitement opératoires et entraînent plusieurs conséquences immédiates : (a) par représentation schématique, on entend qu'un modèle est une simplification qui aide à comprendre la réalité, à faire apparaître certaines de ses propriétés. Cette simplification implique de faire des choix et d'intégrer la réalité sous forme d'abstractions. Elle est nécessaire pour faire face à la complexité de la réalité ; (b) par représentation élaborée, on entend qu'il s'agit d'une construction intellectuelle. Si le modèle est issu de la réalité (et permet d'y revenir), il ne prétend pas coïncider avec elle : il n'est pas la réalité. Le modèle en représente cependant une partie, forcément partielle mais utile et intelligible ; (c) par représentation élaborée en vue de comprendre et de faire comprendre la réalité, DURAND-DASTES confère au modèle une double fonction : didactique et heuristique, « *puisque'il sert à comprendre des propriétés, à confirmer ou à infirmer des hypothèses, mais aussi à exposer les résultats d'un recherche, le fonctionnement d'un processus* » [1995, p. 293], ce qui correspond, dans la définition originale de HAGGETT, aux termes de représentation élaborée en vue d'une démonstration, utile au professeur et au chercheur [HAGGETT, 1973, p. 30, et cf. note de bas de page].

DURAND-DASTES, qui est l'un des géographes ayant le plus réfléchi aux modèles, a récemment défini les universaux et les cadres logiques de la modélisation. Nous reprenons ici une longue citation, ne pouvant nous résoudre à résumer encore le processus

¹⁶⁹ Cette définition, bien que citée entre guillemets et en français par DURAND-DASTES [1995, p. 293] est vraisemblablement une traduction personnelle de ce dernier, tirée de *Locational analysis in human geography* (HAGGETT, 1965, Londres, Arnold), ouvrage original auquel se réfère l'auteur car, dans la traduction française que nous avons consultée [HAGGETT, 1973], cette phrase n'apparaît pas. On trouve par contre un paragraphe ayant la même signification mais moins synthétique : « *En construisant un modèle (model building) on crée une représentation idéalisée de la réalité afin de faire apparaître certaines de ses propriétés. Le recours aux modèles est rendu nécessaire par la complexité de la réalité. Ils constituent un support conceptuel, et, comme tels, fournissent au professeur une image de la réalité simplifiée et apparemment rationnelle, et au chercheur une source d'hypothèses de travail à mettre à l'épreuve de la réalité. Les modèles ne communiquent pas toute la vérité, mais une part, utile et intelligible, de la vérité* » [HAGGETT, 1973, p. 30].

expérimental dont les étapes sont si bien décrites par l'auteur [SANDERS *et al.*, 2001, p. 32-33] :

« L'usage des modèles introduit dans le raisonnement, en analyse spatiale comme ailleurs, la possibilité d'utiliser des méthodes hypothético-déductives ; celles-ci impliquent un fonctionnement suivant un processus classique :

- *l'observation de la réalité, les comparaisons et les analogies, combinées à des raisonnements logiques a priori, permettent de formuler des hypothèses quant au fonctionnement d'une réalité géographique ;*
- *cet ensemble d'hypothèses peut alors être formalisé dans un modèle, dont l'élaboration est le premier temps proprement déductif ;*
- *dans bien des cas, le modèle peut servir à mettre en œuvre des simulations qui constituent un deuxième temps de la déduction. Ces simulations peuvent incorporer des données plus ou moins largement issues d'observations ; elles aboutissent à des résultats concrets, qui expriment alors ce à quoi pourrait ressembler la réalité si elle fonctionnait conformément aux hypothèses de base du modèle ;*
- *la confrontation de ces résultats de la simulation avec des observations empiriques permet de tester la validité de ces hypothèses : un degré jugé « suffisant » de ressemblance entre simulation et observation peut être considéré comme une confirmation, avec un degré de probabilité qui dépend largement des critères d'appréciation de la significativité de l'ajustement entre simulation et réalité ;*
- *la même confrontation met, généralement, en évidence des écarts entre la simulation et l'observation. On qualifie souvent ces écarts de « résidus », puisqu'ils représentent ce qui « reste » à expliquer, une fois que l'on a fait intervenir le pouvoir explicatif des hypothèses du modèle. Les retouches que l'on peut opérer sur le modèle conduisent à des améliorations ou à des détériorations de l'adéquation entre simulation et réalité ; elles sont donc riches d'enseignements, à la fois sur le contenu des hypothèses et sur la façon dont le modèle a servi à les mettre en œuvre ».*

Avec CHARRE [1995, p. 84], on note que les modèles statistiques peuvent être des outils d'analyse spatiale, et pas seulement des outils de description de l'espace. Certains modèles statistiques (celui de la régression par exemple) peuvent être appliqués à des problématiques spécifiquement géographiques. L'apport de la statistique est irremplaçable par sa conception de la nature de l'information géographique : *« il n'est pas innocent de*

considérer un espace comme une population, un ensemble de coordonnées ou un ensemble de contiguïtés, comme il n'est pas innocent de considérer l'information comme une variation. Ce sont des concepts qui font partie d'une culture géographique, d'une certaine idée que l'on se fait de l'espace » [CHARRE, 1995, p. 106]. Selon lui, cette idée de l'espace est assez spécifique de la géographie. Suivant les disciplines, les « entrées » concernant les mêmes problèmes ne sont pas les mêmes ; des difficultés de vocabulaire existent aussi. Le paragraphe suivant évoque une de ces difficultés de compréhension entre disciplines.

3.2.2 Réponse aux physiciens et chimistes de l'atmosphère : une approche spatiale, ni eulérienne, ni lagrangienne

On a vu que la modélisation recouvre de multiples approches. Dans ce travail, c'est un outil de spatialisation de l'information. En physico-chimie de l'atmosphère, deux grands types de modèles dynamiques sont distingués : les modèles eulériens et les modèles lagrangiens. A plusieurs reprises, nous avons été invités à nous situer par rapport à cette catégorisation¹⁷⁰, ce qui explique en partie de ce paragraphe. Absents du vocabulaire géographique, ce paragraphe est plutôt dirigé vers le champ élargi des disciplines intéressées par les problèmes de pollutions atmosphériques, et a pour but de bien situer (ou re-situer) la spécificité de notre approche dans le cadre des méthodologies couramment mise en œuvre dans ce domaine.

Commençons par définir les modèles eulériens et lagrangiens. Exclusivement décrits sous forme d'équations, le formalisme mathématique utilisé par les sciences « dures » n'aide pas le géographe à saisir les critères de distinction de ces deux approches. Ces bases mathématiques ne sont pas abordées ici ; la description que nous proposons évite les questions techniques pour se concentrer sur l'explication de fond. Il s'agit uniquement d'exposer les grands principes sur lesquels reposent ces deux conceptions de la modélisation dynamique¹⁷¹.

Les formulations eulériennes sont basées sur des équations qui spécifient ce qui se passe en chaque unité fixe de l'espace ; les équations des formulations lagrangiennes spécifient ce qui se passe sur les éléments. Ainsi, « *le point de vue eulérien, en un sens élargi, s'intéresse [...] à l'évolution de phénomènes à partir de lieux fixés au préalable et suit, au cours du temps, une caractérisation de ces lieux. [...] Le point de vue lagrangien, en un sens lui aussi élargi, considère une strate de réalité composée d'entités de type acteur, qui se déplacent dans*

¹⁷⁰ Notamment par Christian ELICHEGARAY, mais pas seulement. Le sujet a plusieurs fois été évoqué par des personnes rencontrées lors de colloques « non-géographiques » sur le thème de la pollution et dont le public est forcément composé en majorité de chimistes, de physiciens, etc.

¹⁷¹ Un modèle dynamique intègre l'évolution d'un phénomène aussi bien dans le temps et que dans l'espace.

l'espace physique, se rencontrent, interagissent de multiples manières. Il s'intéresse directement à ces entités, à leur destin particulier, et notamment à leur trajectoire spatiale » [TREUIL *et al.*, 2001, p. 242]. Dans les deux cas, il s'agit de modèles dynamiques ; notre modèle (qui permet la spatialisation à un moment t) ne relève d'aucune de ces deux approches¹⁷² mais pourrait éventuellement et ultérieurement évoluer vers un modèle eulérien [TREUIL, 2002, comm. verbale].

Clôtons cette parenthèse en rappelant qu'au départ, ces dénominations correspondaient strictement à des systèmes d'équations développés en mécanique des fluides. Peu à peu, d'autres disciplines comme l'écologie ont repris et élargi le sens de ces termes, notamment pour l'étude des populations [TREUIL, 2002, comm. verbale]. Complètement absents du vocabulaire géographique, il n'est pas impossible que la « percée », observée dans l'ouvrage « *Modèles en analyse spatiale* » [SANDERS, 2001], bien que discrète (pas d'apparition en table des matières ou en index) offre à ces appellations une carrière en géographie. Pour l'heure, d'autres termes sont utilisés, comme « formalisations individu-centré, individuelles ou individu-orienté » ou « microsimulation » pour les approches de type lagrangiennes.

3.2.3 *Fondements du modèle retenu*

Notre modèle se base sur la relation négative qui existe entre la quantité de polluants azotés déposée ou dans l'air (variable dépendante, qu'on décrira en premier lieu) et la distance entre le lieu d'émission et le point de mesure. Cette distance doit être envisagée comme proportionnelle au vieillissement de la masse d'air polluée par les émissions des véhicules : plus on s'éloigne de la route, plus la masse d'air est « âgée », plus les dépôts sont faibles. Cependant, si la « distance à la route », envisagée comme la durée nécessaire à son franchissement apparaît comme un facteur primordial pour quantifier ce gradient négatif, il est nécessaire de réfléchir à la façon de mesurer cette distance [DELETRAZ, 2001, p. 272], à ce qu'elle signifie et sa correspondance avec la dimension temporelle.

La population sur laquelle repose la modélisation proposée est constituée par les quantités de dioxyde d'azote fixées par les capteurs passifs. Les mesures sont hebdomadaires ; le pas de temps utilisé pour la modélisation est donc celui de la semaine (cf. § 1.3.3 Mesures dans les écosystèmes de proximité, p. 155).

Ces mesures ont permis d'estimer les valeurs de concentrations dans l'air de dioxyde d'azote, les dépôts azotés secs, les dépôts azotés secs et humides, les dépôts acidifiants. Ces

¹⁷² On ne peut pas qualifier notre modèle de spatio-temporel car il inclut le temps t et la distance d de manière implicite ; les deux dimensions sont équivalentes alors qu'un modèle spatio-temporel doit inclure ces deux dimensions de façon explicite [DAUPHINE, 1987, p. 160].

mesures constituent les valeurs observées de la variable Y, la variable à expliquer dans le modèle : les teneurs en polluants. Cette dernière est une variable aléatoire, c'est-à-dire que, lorsque toutes les conditions contrôlables de son observation sont fixées, la quantité Y peut prendre plusieurs valeurs possibles sans qu'on puisse prévoir avec certitude laquelle va se réaliser. Toutefois, « *cette valeur n'est pas complètement imprévisible si l'on connaît la nature de la variable et les conditions (au moins approximativement) de sa réalisation ; dans certains cas [...], il est possible de prévoir une 'valeur moyenne', 'valeur attendue', encore appelée 'espérance mathématique' de Y pour x fixé* » [FRONTIER *et al.*, 2001, p. 9]. Seule la différence ε entre la valeur mesurée sur le terrain (empirique) et la valeur estimée moyenne reste fondamentalement inconnue. Le modèle non linéaire exprimant la liaison entre le dépôt de composés azotés et la variable explicative spatiale décrite précédemment peut s'énoncer comme suit :

$$Y = f(X) + \varepsilon$$

où ε représente une fluctuation due à un certain nombre de facteurs incontrôlables ou à l'influence d'autres variables explicatives non prises en considération. Ainsi, on attribue aux dépôts d'azote un comportement aléatoire qui est la somme de deux composantes [BAILLARGEON, 1989, p. 520] :

1. une composante systématique $f(X)$, non aléatoire, attribuable aux valeurs prises par la variable explicative,
2. une composante aléatoire ε telle qu'identifiée précédemment. ε est l'écart à la valeur « moyenne » ou « résidu » [FRONTIER *et al.*, 2001, p. 10]. Cette composante résiduelle traduit l'influence d'autres paramètres.

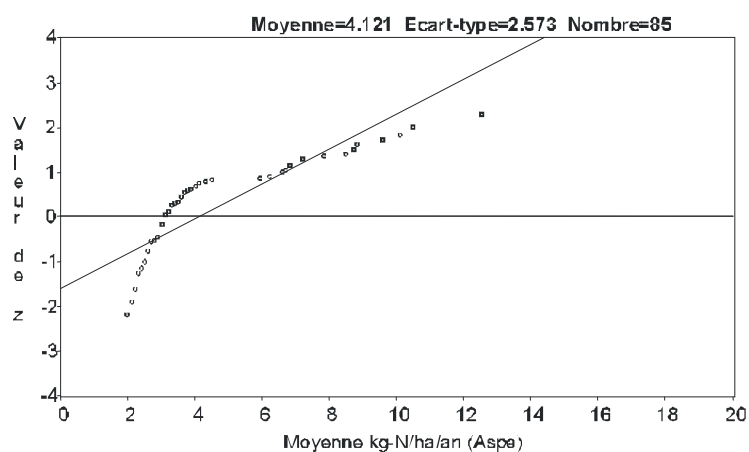
La composante systématique représente le niveau moyen de dépôt de composés azotés [BAILLARGEON, 1989, p. 520]. On retrouve bien ici l'essence de la formule de BEGUIN selon laquelle « *l'unique [est] une réalisation aléatoire d'un processus plus général fait de la combinaison de déterminismes précis* » [BEGUIN, 1979, p. 1].

Le modèle proposé cherche donc à estimer au mieux Y grâce à la connaissance des conditions de sa réalisation : estimer les quantités de polluants déposées en fonction de l'environnement spatial des points d'émission et de mesure. En effet, en analyse géographique, les individus sont souvent des lieux, ce qui incite à parler de relations spatiales [BEGUIN, 1979, p. 109 ; CHADULE, 1997, p. 129] voire, de régression spatiale [CHARRE, 1995, p. 72]. L'objectif essentiel est donc de mettre en évidence une variation simultanée entre le dépôt azoté et la distance à la route, autrement dit, l'existence d'une relation spatiale.

simultanée entre le dépôt azoté et la distance à la route, autrement dit, l'existence d'une relation spatiale.

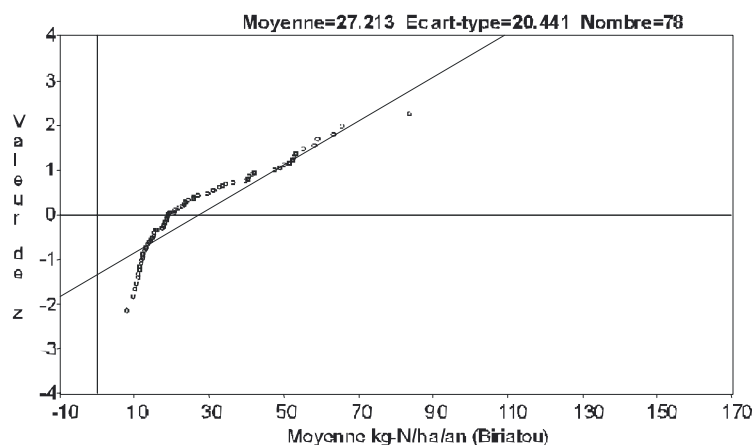
Statistiquement, cela revient à effectuer une analyse de régression dont l'objectif peut être d'expliquer la distribution spatiale d'une phénomène par celle d'un ou plusieurs autres, mais surtout – et c'est ce qui nous intéressent ici –, de prédire les valeurs de Y correspondant à des valeurs données de X¹⁷³ ; l'erreur accompagnant la prédiction pouvant être mesurée [BEGUIN, 1979, p. 109]. Toutefois, la mise en évidence de l'existence d'une liaison entre variables ne signifie pas qu'il existe un lien de cause à effet ; dans certains cas, les variables jouent des rôles symétriques (on a déjà évoqué ce point). Ainsi, il faut commencer par s'assurer qu'il existe une corrélation entre les variables étudiées et que cette corrélation traduit bien l'existence d'une relation causale entre les éléments.

Un modèle explicatif non linéaire. – Il existe bien, dans notre cas d'étude, une variation conjointe de l'âge de la masse d'air chargée en polluants, traduite par la distance à la route et le niveau de pollution mesuré au point x . C'est ce que permet de voir immédiatement le nuage de point en question (cf. Graphique 21, p. 276). Cette liaison n'a pas une allure rectiligne ; les variables ne forment pas de distributions normales (cf. Graphique 19 et Graphique 20). C'est donc à une équation non linéaire que l'on tentera d'ajuster la corrélation entre nos deux variables. On reviendra plus loin sur les incidences statistiques de cette non-linéarité. Dans un premier temps, il faut d'abord s'interroger sur l'existence ou non d'un lien de causalité, sur la présence de variable dépendante d'un côté et de variables explicatives de l'autre.



*Graphique 19 :
Distributions non
normales des charges
polluantes mises en
évidence par des
droites de Henri
(Vallée d'Aspe)*

¹⁷³ La régression vise à expliquer ou prédire une variable continue (dite variable dépendante) à l'aide de variables dites explicatives [LEBART, MORINEAU et PIRON, 1995, p. 223].



*Graphique 20 :
Distributions non
normales des charges
polluantes mises en
évidence par des
droites de Henri
(Biriadou)*

Discussion sur la relation de causalité entre niveau de pollution et distance à la route. – Les notions fondamentales de chimie atmosphérique, décrites dans la première partie de cette thèse confirment l’existence d’une relation causale entre la distance à la route et la concentration ou le dépôt de dioxyde d’azote mesuré au point x . La distance à parcourir entre la route et le point de mesure est considéré comme proportionnelle à la durée du transport et donc à l’âge de la masse d’air. Pour commencer, plus la distance entre le capteur et la route est grande, plus les polluants ont la possibilité de se disperser au contact d’autres masses d’air pas ou moins polluées. Ensuite, les oxydes d’azote sont très réactifs dans l’air. Ils se combinent et se recombinaient très rapidement sous d’autres formes chimiques ; or, plus le point de mesure x est éloigné de la route, plus il faudra de temps au volume d’air pollué à arriver au point x , durée pendant laquelle une partie du dioxyde d’azote se sera déjà déposée ou transformée en d’autres composés (abaissant d’autant les teneurs dans l’air). Ainsi, la relation statistique mise en évidence entre niveau de pollution et l’âge de la masse d’air, essentiellement expliquée par la distance à la route¹⁷⁴ (dispersion des concentrations, processus physico-chimiques), est bien causale.

Différencier l’espace et le temps. – Nous insistons ici sur l’imbrication des notions d’espace et de temps et la difficulté à distinguer ce qui relève de l’un et de l’autre. En effet, on considère ici qu’il existe une bonne correspondance entre la durée de transport de la masse d’air depuis la source (la route) jusqu’au point de mesure x et la distance qui sépare ces

¹⁷⁴ On reviendra un peu plus loin sur un essai visant l’amélioration de l’estimation de ce vieillissement de la masse d’air par l’intégration du paramètre de rayonnement qui influe sur la vitesse des réactions chimiques dans l’air. On verra cependant que la principale variable explicative reste la distance.

deux points¹⁷⁵. La distance évoquée ici n'est pas la simple distance à vol d'oiseau (distance euclidienne), elle intègre l'influence du relief.

Sur cette question de l'imbrication des notions d'espace et de temps, et plus largement sur notre choix d'un modèle statistique probabiliste à base spatiale, les travaux de CUDENNEC présentent un certain nombre de similitudes. Travaillant sur les problématiques du risque en hydrologie, CUDENNEC a développé un modèle intégrant les caractéristiques géomorphologiques d'un bassin versant en terme de durée de transfert des masses d'eau. Comme dans notre approche, les caractéristiques spatiales de l'espace où se déroule le phénomène à modéliser constitue la base du modèle. La « modélisation à base géomorphologique » de CUDENNEC [2002, comm. verbale] s'appuie sur la notion d'hydrogramme unitaire géomorphologique. Or, le principe de base est que : « *The unit hydrograph can be interpreted as the probability density function of arrival time at the outlet and deduced from the geomorphology* »¹⁷⁶ [CUDENNEC *et al.*, 2002, p. 188]. Cette approche est très proche de la nôtre pour la recherche d'explication intégrant le support spatial de façon continue pour des structures linéaires marquées, et dans la transcription de l'espace en terme de temps.

¹⁷⁵ Ce qui n'est pas toujours vrai. On renvoi au passage sur la notion de distance (cf. § 3.3.3.4 La distance-réelle, p. 265).

¹⁷⁶ L'hydrogramme unitaire d'un bassin versant correspond à la fonction de densité de probabilité des temps d'arrivée à l'exutoire, qui peut elle-même être déduite de la description géomorphologique du bassin versant.

3.3 Les variables du modèle

Ayant montré que l'hypothèse d'une relation spatiale entre niveau de pollution et distance à la route est causale (rôles dissymétriques), nous pouvons définir quelle est la variable Y « à expliquer » (ou dépendante) et la variable X « explicative » (ou indépendantes).

3.3.1 La variable dépendante : la charge polluante

Les capteurs passifs utilisés lors des campagnes de terrain permettent d'estimer les concentrations de dioxyde d'azote dans l'air, mais aussi – par exemple – le dépôt sec, grâce à l'utilisation de coefficient de vélocité (cf. § 3.3 Estimation du dépôt sec de composés oxy-azotés, p. 137). De fait, la charge polluante est exprimée sous diverses unités afin de permettre la mise en correspondance avec les charges critiques spécifiques aux différents états physiques du polluant : forme gazeuse ou dépôt (sec/humide/gazeux/particulaire) ou à ses propriétés : risque d'acidification ou d'eutrophisation. Dans tous les cas, la quantité évaluée est issue d'une même mesure de départ (quantité de dioxyde d'azote fixée sur les filtres), suivie d'un travail de reconstitution plus ou moins élaboré, marqué par des marges d'incertitudes plus ou moins importantes.

Le Tableau 32, présentant la variable à expliquer (exprimée dans diverses unités), est l'occasion de revenir sur les limites du domaine de recherche envisagé dans ce travail. Rappelons que nous travaillons uniquement sur les polluants émis par le trafic routier. Les composés de la famille de l'ammoniac (effet eutrophisant et acidifiant) et du soufre (effet acidifiant) ne sont pas pris en compte ; il ne s'agit donc pas d'un bilan global sur les dangers encourus par les écosystèmes¹⁷⁷. Seuls les impacts liés au trafic ont été pris en compte ; des dépôts supplémentaires issus d'autres activités se surajoutent aux valeurs estimées dans cette thèse consacrée spécifiquement aux incidences du trafic automobile.

¹⁷⁷ La plupart du temps, c'est dans cette optique que l'utilisation des valeurs critiques est envisagée.

Forme	Rappel mesure ¹⁷⁸	Unités ¹⁷⁹	Qualité mesure ¹⁸¹	Valeur critique	Dans cette thèse
Concentrations de NO ₂ dans l'air (gaz)	Quantités de gaz fixées sur les filtres, traduites en équivalents GRADKO [®] puis application de la loi de Fick	μg/m ³ de NO ₂	****	–	–
Concentrations de NO _x dans l'air (gaz)	Estimation sur la base du rapport NO/NO ₂ , lui-même fonction de la distance à la route. Ce rapport a été modélisé sous la forme de l'équation : NO/NO ₂ = 7,415*dist_euclid ^(-0,499) (r ² =0,67) ; cf. Annexe 4.	μg/m ³ de NO _x 180	***	Pour la santé des écosystèmes : 30 μg/m ³ de NO _x annuels	Evaluation des zones dépassant le seuil défini par la Directive européenne 1999/30 transposée en droit français par le décret 2002-213 du 15 février 2002.
Dépôts de NO ₂ secs	Application d'un coefficient de vitesse (vitesse de dépôt) aux concentrations (valeurs de BEY, 1997)	NO ₂ -kg/ha/an	***	–	–
Dépôts oxy-azotés secs	Estimation des concentrations des autres composés oxy-azotés à partir de celle de NO ₂ puis, application de coeff. de vitesse (valeurs répartition par espèces et coeff. de vitesse issues de BEY, 1997)	kg N/ha/an	**	–	Nous travaillons sur les espèces émises par les véhicules : les NO _x et leurs dérivés (formes azotées oxydées). Or, cet ensemble ne constitue qu'une partie des dépôts azotés. Les composés de la famille de l'ammoniac (essentiellement liés à l'agriculture) participe pour une grande part aux dépôts totaux. Centrés sur les émissions du trafic routier, ces composés ne sont pas pris en compte ici. Il faut donc garder à l'esprit que nous évaluons l'aléa eutrophisation lié au transport uniquement. D'autres activités polluantes viennent surajouter à l'effet lié au trafic, qui n'est pas le seul à être réceptionné par les écosystèmes de montagne.
Dépôts oxy-azotés secs + humides	Application d'un coefficient multiplicateur : x 2 <i>(cf. paragraphe qui suit pour les justifications)</i>	kg N/ha/an	*	Charge critique azotée (seuil variant selon les écosystèmes ; cf. Carte 10 et Carte 11, p. 237)	
Dépôts oxy-azotés acidifiants secs + humides	Application du facteur de conversion EMEP en charge molaire (x 71,428) ¹⁸¹	eq N/ha/an	*	Charge critique acide (seuil variant selon les écosystèmes ; cf. Carte 7, p. 230)	Nous travaillons sur les espèces acidifiantes émises par les véhicules : les NO _x et leurs dérivés (formes azotées oxydées). Or, cet ensemble ne constitue qu'une partie des dépôts acidifiant. Les composés de la famille de l'ammoniac (évoqués ci-dessus) y participent ; tout comme les composés soufrés (notamment SO ₂). Centrés sur les émissions du trafic routier, ces composés ne sont pas pris en compte ici. Ainsi, seul l'aléa acidification lié au transport est évalué ici. Les autres activités polluantes viennent surajouter leurs effets à celui lié au trafic routier.

¹⁸¹ Les étoiles donne une estimation qualitative de l'incertitude de la mesure. Cette dernière augmente avec l'utilisation de coefficients permettant d'élargir le champ des estimations mais caractérisés par une grande incertitude intrinsèque et d'importantes fluctuations.

Tableau 32 : Variable à expliquer (charge polluante exprimée en diverses unités)

¹⁷⁸ Pour plus de détail, cf. § 1.3 Protocole de mesure et métrologie, p. 148.

¹⁷⁹ Cf. note supra.

¹⁸⁰ Dans la législation, NO_x = NO + NO₂ en ppb exprimés en équivalent NO₂ (c'est-à-dire multipliés par 1,91) ; cf. Encadré 3 : Deux expressions synthétiques : NOx et NOy, p. 64.

¹⁸¹ POSCH *et al.*, 1999, p. 164 (Appendix C. Conversion factors)

Notons enfin que l'incertitude de la mesure (colonne qualité de la mesure) va croissante avec l'utilisation de coefficients permettant d'élargir le champ des estimations. Ces coefficients sont caractérisés par une grande incertitude intrinsèque et de fortes fluctuations selon les auteurs et les terrains d'étude (cf. paragraphe suivant). Toutefois, malgré ces critiques et insuffisances reconnues, leur utilisation reste une étape obligatoire vers l'estimation des dépôts polluants oxy-azotés et donc, vers la finalisation de la démarche entreprise.

Estimations des dépôts secs et humides. – Le coefficient que nous avons retenu pour estimer la totalité des dépôts d'azote oxydé (dépôts secs et humides) à partir des dépôts secs est celui utilisé par l'UN-CEE¹⁸². Le tableau qui suit présente quelques valeurs relevées dans la littérature. La gamme est très large. Nous avons donc choisi de retenir le coefficient appliqué par l'UN-CEE [2001a, p. 7] qui est la valeur la plus récente retenue par un comité d'expert (Groupe de travail sur les effets). Notons que les fortes fluctuations selon les auteurs et les terrains d'étude, signalées un peu plus haut et dans le premier chapitre sont parfaitement illustrées par ce tableau.

<i>Auteurs</i>	<i>Date</i>	<i>% sec /% humide</i>	<i>Lieu</i>	<i>Environnement</i>
Lovett et Lindberg, <i>in</i> HANSON et LINDBERG, 1991	1986	≈ 60% sec	Est du Tennessee	Forêt de chêne et de noyer blanc d'Amérique
GOULDING	1990	27% sec – 73% humide	Rothamsted, Royaume-uni	Site agricole
Meyers <i>et al.</i> , <i>in</i> HANSON et LINDBERG, 1991	1991	15-65% (base saisonnière) 30-45% (base annuelle)	Est Etats-Unis	2 sites agricoles et 2 sites forestiers
Lovett, 1991, <i>in</i> HANSON et LINDBERG, 1991	1991	≈ 50% dans les forêts américaines de basse altitude Humide > sec dans les sites américains plus élevés et en Norvège	Amérique du Nord, Norvège	12 forêts d'Amérique du Nord, 1 forêt norvégienne
THIMONIER	1994	30% sec	Intérieur des forêts	Forêts du Nord-est de la France
		43% sec	Lisière de forêt	
GOULDING <i>et al.</i>	1998	25% sec – 75% humide	Rothamsted, Royaume-uni	Site agricole
DUPONT <i>et al.</i> , 2000	2000	Sec = 30 -50% du dépôt total	Synthèse bibliographique	
CEE-NU	2001	≈ 50% sec	Comité d'experts	

Tableau 33 : Valeurs relevées dans la littérature pour la part de dépôts azotés secs et humides. La valeur retenue est grisée.

¹⁸² Dépôt sec + humide ≈ dépôt sec x 2.

3.3.2 *L'espace, principale variable explicative*

A propos du terme de « variable explicative ». – La formalisation des modèles statistiques repose sur la définition d'une variable « à expliquer » et d'une ou plusieurs variables dites « explicatives ». Il s'agit ici du sens statistique du terme qui renvoie à des phénomènes de covariation entre variables¹⁸³ [SANDERS, 2002, p. 21]. Ainsi, lorsque nous posons l'espace comme principale variable explicative, il s'agit du sens statistique du terme. Nous avons pris soin, dans un paragraphe précédent, d'expliquer le lien de causalité unissant la distance à la route et les niveaux de pollution. D'un point de vue statistique, la variabilité spatiale de la distance-réelle à la route est la cause de celle de la pollution ; mais, d'un point de vue analytique, les niveaux de pollution s'expliquent par leur dispersion et la physico-chimie de l'atmosphère qui sont d'autant plus importants que le temps passe, et donc que la distance est grande.

*Les différentes mesures de la distance*¹⁸⁴. – Il est important de distinguer la distance euclidienne (ou distance à vol d'oiseau), acception la plus simple et la plus commune de la distance, des autres conceptions de la distance pouvant introduire dans leur calcul la notion de coût en terme de temps, d'argent, ou d'énergie par exemple. HURIOT et PERREUR [1994, p. 42] désignent l'ensemble des mesures non-euclidiennes de la distance comme des *distances fonctionnelles* ; BAVOUX *et al.* [1998, p. 12] proposent le terme de *distance réelle* (que nous adopterons). Une bonne part de la qualité du modèle va dépendre de la qualité du calcul de cette *distance réelle* ou *fonctionnelle*. Depuis FREMONT [1976]¹⁸⁵ les géographes ont réfléchi et théorisé sur la variabilité de la notion de distance : on a alors commencé à « *distinguer la distance standard (liée à la géométrie euclidienne) de la distance structurale, celle des relations économiques et sociales, et la distance affective, qui intègre le rapport sensible à l'itinéraire parcouru. La distance existe donc sous des formes multiples [...]. On cartographie ainsi distances-temps, distances-coûts, distances cognitives, distances psychologiques...* » [BAILLY, 1994, p. 14 ; 1995, p. 377-378]. Ce thème est désormais un « classique » de la géographie, néanmoins très pertinent quand on cherche à intégrer l'espace comme variable explicative. En effet, si l'espace est, comme le dit BERGSON (1889), un « principe de différenciation », la distance est le vecteur de cette différenciation [HURIOT et PERREUR, 1994, p. 40]. Elle peut être évaluée en terme de longueur, de coût,

¹⁸³ Pour SANDERS [2002, p. 22], qui note au passage l'existence d'un certain flou entre description et explication, l'explication statistique renvoie à plusieurs cas : « *la variabilité spatiale de l'une des variables est la cause de celle de l'autre, ou bien les deux variabilités spatiales sont les effets d'une autre cause, ou bien elles représentent les deux faces d'un même phénomène* » [SANDERS, 2002, p. 22].

¹⁸⁴ Ce passage reprend en partie le texte d'une communication effectuée dans le cadre des Journées CASSINI 2001 « Géomatique et espace rural » (Montpellier, septembre 2001) : *Spatialisation des dépôts polluants liés au transport routier en zone de montagne. De la distance euclidienne à la distance-coût réelle, l'apport des systèmes d'information géographique.*

¹⁸⁵ FREMONT A., 1976, *La région, espace vécu*, Paris, PUF cité par BAILLY [1994, p. 14 ; 1995, p. 377-378].

de temps ou plus généralement d'effort ou de désutilité. Ces auteurs notent également que la distance-coût, la distance-transport et la distance-pente sont souvent reliées de façon simple¹⁸⁶. Ceci permet de revenir sur un point déjà abordé : l'imbrication des notions d'espace et de temps. En effet, comparés à des espaces euclidiens, les espaces basés sur d'autres mesures de la distance présentent des extensions et des rétrécissements dans certaines zones : les distances sont alors allongées ou raccourcies de façon irrégulière, ce qui permet la représentation d'espaces attachés à des phénomènes spécifiques (celui lié à la dispersion des polluants) [GOLLEDGE et HUBERT, 1982, TOBLER, 1976 *in* HURIOT et PERREUR, 1994, p. 45]. Or, plus la distance est grande, plus il faut de temps pour la parcourir. Ainsi, les distorsions de l'espace décrites précédemment entraînent également une distorsion du temps.

Le fait que la distance euclidienne – à elle seule – ne soit pas une mesure adaptée à nos besoins est directement lié à l'anisotropie de l'espace géographique : ses propriétés varient selon les directions [PUMAIN et SAINT-JULIEN, 1997, p. 26]. Ceci est particulièrement vrai en montagne où le relief joue le rôle de frein ou d'accélérateur sur tous les déplacements que ce soit ceux des hommes ou ceux des masses d'air. Ainsi, le relief constitue une rugosité vis-à-vis de la circulation des masses d'air transportant les polluants émis au niveau de la route par les véhicules. Les frictions entraînées par la présence du relief modifient la distance-réelle du déplacement des masses d'air polluées suivant que la pente est forte ou faible. Ainsi, deux points situés à une même distance euclidienne de la route peuvent être survolés par des masses d'air d'âge variable. La distance-réelle rend mieux compte de ces différences introduites par la topographie locale qui est un exemple parfait de rugosité : sa présence entraîne des processus de friction. Ce sont ces processus qui nécessitent de modifier la mesure de la distance en fonction de l'hétérogénéité de l'espace dans les vallées : pour une même durée ou pour une même quantité d'énergie dépensée, les polluants auront (sauf conditions exceptionnelles) diffusé beaucoup plus loin dans les talwegs qu'au niveau des versants. Le résultat de ce processus est que la dispersion de la pollution dans la vallée est anisotrope : on observe des inégalités, des dissymétries car le relief (et l'aérogologie qui en découle) contrarie le mouvement. Ainsi, « *l'évaluation des distances permet d'établir les propriétés de l'espace étudié, représenté ou planifié. Elle conditionne la modélisation spatiale et les solutions des problèmes posés* » [HURIOT et PERREUR, 1994, p. 45].

Pour retranscrire cette rugosité de l'espace montagnard, nous allons calculer une distance qui intègre le relief. La fonction IDRISI[®] utilisée n'intègre pas la distance euclidienne.

¹⁸⁶ La distance-temps est souvent reliée de façon simple à la distance-transport mais pas toujours. La liaison entre ces deux types de distances devient complexes en milieu urbain et périurbain par exemple [HURIOT et PERREUR, 1994, p. 42].

Néanmoins, bien que l'accumulation des valeurs de friction entraîne, en pratique, une forte corrélation de ces deux mesures de la distance¹⁸⁷, il est resté nécessaire d'intégrer la distance euclidienne à la variable « distance-réelle ». Les détails de l'élaboration de cette variable spatiale sont maintenant abordés.

3.3.3 Calcul des variables spatiales

Utilisation d'un « TERRAIN FICTIF » pour la présentation. – Le calcul des variables spatiales (distance-pente et distance euclidienne) est abordé à travers un TERRAIN FICTIF. Ce terrain d'étude imaginaire concentre plusieurs situations « typiques » : talweg en contrebas de la route, effet « barrière » d'une butte, route non rectiligne. Sa faible taille et la combinaison de situations les plus courantes facilitent son maniement par rapport aux données réelles, trop lourdes pour une présentation de ce type.

Ce terrain imaginaire a servi de base à nos procédures de test des divers logiciels utilisés, et notamment IDRISI[®] dans la première phase. En effet, malgré des manuels relativement riches et complets, ces tests apparaissent encore parfois comme le seul moyen de véritablement comprendre comment fonctionnent certaines fonctionnalités de ces logiciels, et donc, de mieux maîtriser les chiffres et matrices manipulées.

Le terrain fictif que nous utilisons est représenté dans la Figure 33. Il est constitué de :

- un fichier MNT (Modèle Numérique de Terrain) de 8 colonnes par 11 lignes, permettant le positionnement de plusieurs situations « typiques » ;
- un fichier contenant les coordonnées de la route ;
- un fichier contenant des valeurs de dépôt (fictives mais réalistes) recueillies auprès de 9 capteurs fictifs.

Le système de coordonnées est lui aussi fictif, mais le maillage est le même que celui proposé par l'IGN¹⁸⁸ : une résolution de 50 m.


La matrice fictive, le fichier route, le MNT sont importés sous IDRISI[®] sous forme de fichier texte. Le fichier vecteur issu de cette importation est ensuite « rasterisé ».


¹⁸⁷ $r = 0.9$ en vallée d'Aspe.


¹⁸⁸ IGN : Institut Géographique National

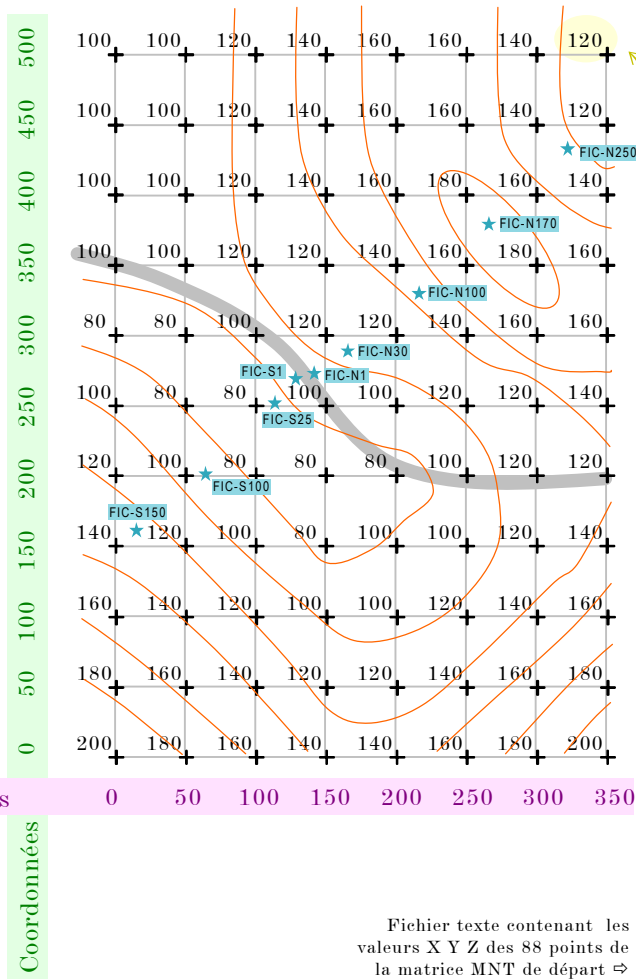
LEGENDE

100 + Point pour lequel les coordonnées x,y,z sont connues : longitude (x), en rose ; latitude (y), en vert ; altitude (z), en noir.

 Courbes de niveau.

 Route étudiée.

 Capteurs passifs (dépôt de N) et son identifiant.



X	Y	Z
0	500	100
50	500	100
100	500	120
150	500	140
200	500	160
250	500	160
300	500	140
350	500	120
0	450	100
50	450	100
100	450	120
150	450	140
200	450	160
250	450	160
300	450	140
350	450	120
0	400	100
50	400	100
100	400	120
150	400	140
200	400	160
250	400	180
300	400	160
350	400	140
0	350	100
50	350	100
100	350	120
150	350	120
200	350	140
250	350	160
300	350	180
350	350	160
0	300	80
50	300	80
100	300	100
150	300	120
200	300	120
250	300	140
300	300	160
350	300	160
0	250	100
50	250	80
100	250	80
150	250	100
200	250	100
250	250	120
300	250	120
350	250	140
0	200	120
50	200	100
100	200	80

Fichier texte contenant les valeurs X Y Z des 88 points de la matrice MNT de départ ⇒

Fichier texte contenant les valeurs X Y des 8 points de la route ⇒

X	Y
0	350
50	330
100	300
150	250
200	200
250	200
300	200
350	200

Fichier texte contenant les valeurs X Y des capteurs passifs et les valeurs de dépôt ⇒

ID	X	Y	N-kg/ha/an
FIC-N1	140	275	3,1
FIC-N30	165	290	1,72
FIC-N100	220	330	0,7
FIC-N170	265	380	0,57
FIC-N250	320	435	0,42
FIC-S1	130	270	3,3
FIC-S25	115	255	1,84
FIC-S100	65	200	1,45
FIC-S150	15	165	0,96

Figure 33 : Caractéristiques du terrain d'étude EXEMPLE FICTIF : topographie, tracé de la route, trafic, points de mesure des dépôts (capteurs passifs).

3.3.3.1 Carte des pentes

A partir du fichier MNT (BD Alti® IGN¹⁸⁹), les pentes sont calculées avec la fonction SLOPE, qui calcule la pente d'un pixel en fonction de la résolution de l'image (taille en mètre du pixel) et de l'altitude des pixels voisins (dessus, dessous, gauche et droite). La pente correspond au vecteur résultant de la pente en X et la pente en Y, soit :

$$\tan_slope = \sqrt{\left(\frac{\text{pixel de droite} - \text{pixel de gauche}}{\text{res} \times 2}\right)^2 + \left(\frac{\text{pixel du haut} - \text{pixel du bas}}{\text{res} \times 2}\right)^2}$$

où « tan_slope » est la tangente de l'angle de la pente maximum ; les pixels de gauche, de droite, du haut et du bas sont les altitudes des pixels voisins, et « res » est la résolution du pixel [IDRISI®, 2000, Support technique en ligne]. Le logiciel utilise ARCTAN¹⁹⁰ pour transformer le résultat en degré (réciproque de la tangente).

Lignes	Colonnes						
	0	1	2	3	4	5	6
0	11,3 100	21,8 120	21,8 140	11,3 160	11,3 160	21,8 140	11,3 120
1	11,3 100	21,8 120	21,8 140	11,3 160	15,8 160	24,1 140	15,8 120
2	11,3 100	21,8 120	24,1 140	24,1 160	0 180	29,5 160	24,1 140
3	15,8 100	15,8 120	15,8 120	29,5 140	29,5 160	0 180	15,8 160
4	15,8 80	29,5 100	15,8 120	24,1 120	29,5 140	32,3 160	11,3 160
5	11,3 80	15,8 80	24,1 100	24,1 100	24,1 120	24,1 120	24,1 140
6	24,1 100	15,8 80	11,3 80	11,3 80	24,1 100	11,3 120	0 120
7	24,1 120	29,5 100	11,3 80	15,8 100	15,8 100	24,1 120	24,1 140
8	32,3 140	120 120	32,3 100	24,1 100	35,8 120	35,8 140	32,3 160
9	24,1 180	29,5 160	24,1 140	24,1 140	29,5 160	29,5 180	24,1 200

Figure 34 : Carte des pentes de EXEMPLE FICTIF (valeurs en degrés, arrondies) ; les altitudes sont reportées en bleu

Détail d'un calcul :

$$\tan_slope\ C5L7 = \sqrt{\left(\frac{140 - 100}{50 \times 2}\right)^2 + \left(\frac{120 - 140}{50 \times 2}\right)^2}$$

$$\tan_slope\ C5L7 = \sqrt{0,16 + 0,04} = \sqrt{0,2}$$

$$\tan_slope\ C5L7 = \sqrt{0,2} = 0,4472$$

$$0,4472 \tan^{-1} = 24,0948 \approx 24,1^\circ$$

¹⁸⁹ La BD Alti® ne couvre (logiquement) que la partie française. Nos terrains d'étude étant situés aux frontières, nous avons complété le versant espagnol par digitalisation des courbes de niveau. Il en ressort que le MNT y est de moindre qualité. L'interpolation a été réalisée à partir de courbes de niveau, et non d'une grille et les courbes de niveaux initiales sont peu précises car les cartes espagnoles ne présentent pas la même qualité que celles de l'IGN.

¹⁹⁰ C'est l'équivalent de la touche \tan^{-1} d'une calculatrice.

3.3.3.2 La distance-pente

La carte des pentes précédemment établie va servir de base à la détermination de la distance intégrant le relief qui sépare tous les pixels de la zone étudiée de la route. Cette distance est appelée « distance-pente ». La carte des pentes va constituer la surface de friction qui indique la difficulté à se déplacer au travers de l'image. Elle sert de base à l'algorithme utilisé par la fonction COST. Le tracé de la route constitue le « fichier source », c'est-à-dire que les pixels représentant la route constituent la base à partir de laquelle la distance est estimée.

La fonction COST d'IDRISI® permet de modéliser le coût nécessaire au déplacement de phénomènes dans l'espace (de biens, de personnes, ...) en fonction du déplacement (coûts de base) et des frictions et forces qui freinent ou accélèrent le mouvement. Soit une image contenant un ensemble d'objet à partir duquel la distance-coût doit être estimée et une image de friction qui affecte le mouvement ; la fonction COST produira une surface de coûts de déplacement mesurée en terme de distance-coût. Ainsi par exemple, si un pixel contient une valeur de friction de 100, cela signifie que le déplacement au travers de celui-ci correspond au coût de déplacement à travers 100 pixels de coût de base (unitaire). Le coût lié à la friction est donc exprimé relativement au coût de base (équivalent à 50 cellules de friction 2 ou 25 cellules de friction 4, ...) [EASTMAN, 1995, p. 2-74 ; 1999, p. 2-129]. L'unité de mesure se nomme l'« équivalent pixel » (Grid Cell Equivalent).

L'algorithme sur lequel se base cette fonction est décrit sous le nom de « Pushbroom » dans : EASTMAN, J.R., (1989), Pushbroom Algorithms for Calculating Distances *in* Raster Grids, Proceedings, AUTOCARTO 9, pp. 288-297¹⁹¹.

¹⁹¹ La documentation fournie avec le logiciel IDRISI® ne fournissant que très peu de détails sur cet algorithme, nous avons contacté le Laboratoire CLARK LABS (producteur et distributeur du logiciel) et M. Claude COLLET, Professeur de Géomatique à l'Université de FRIBOURG et responsable du CENTRE IDRISI FRANCOPHONE. Le Laboratoire CLARK LABS nous a renvoyé vers l'article de EASTMAN (1989), cité dans le texte. M. COLLET a confirmé que le principe général est celui d'une pondération de la distance plane par le coefficient de friction et que cet algorithme, fonctionnant par itération, est complexe [COLLET, 2001, comm. perso.]. Il nous a également fait parvenir une copie de l'article suscité, difficilement exploitable par un non informaticien.

Figure 35 : Distance-coût à la route obtenue avec la fonction COST avec la route comme fichier source et la carte des pentes comme surface de friction (unité : Equivalent pixel) : la distance-pente

Lignes	Colonnes	0	1	2	3	4	5	6
0		33,9	53,4	73	62,7	62,5	82	85,5
1		21,6	42,1	61,6	51,4	51,2	69,5	85,3
2		11,3	30,8	46,4	56,4	35,4	64,1	69,5
3		0	15,8	22,3	51,8	64,9	35,4	51,2
4		15,8	0	15,8	34,1	53,6	56,4	35,4
5		16	15,8	0	24,1	24,1	24,1	24,1
6		40,1	22,3	11,3	0	0	0	0
7		56,4	45,5	16	15,8	15,8	24,1	24,1
8		88,7	66,6	48,3	40	51,6	59,9	56,4
9		100,7	90	72,4	64	81,1	89,4	80,5

Remarque :

Il est important de noter que la fonction COST n'intègre pas la distance euclidienne à la route. Les pixels C4L2 et C5L3 illustrent bien cette caractéristique : leur valeur est inférieure à celle des pixels pourtant situés plus près de la route. Cela s'explique par le fait que tous deux sont affectés d'une pente nulle (cf. Figure 34). Ainsi, on voit bien que la distance euclidienne doit être intégrée à la variable spatiale « distance-réelle » afin d'éviter les artefacts dans les zones de plaine ou de replat sur versants.

Pourquoi choisir la carte des pentes comme surface de friction plutôt que la carte des altitudes (le MNT) ? – Ce choix permet avant tout d'évacuer un problème lié au fonctionnement d'IDRISI[®]. En effet, ce dernier utilise un « fichier source » (en l'occurrence la route) comme base de calcul pour la fonction COST, or le fichier « route » ne contient pas d'attribut, et notamment l'altitude de la route. Il indique simplement, par des valeurs binaires (1 ou 0) où se situent les éléments à partir desquels la fonction doit calculer la friction. Ainsi, avec la carte des pentes, toutes les caractéristiques du relief sont conservées, mais on s'affranchit du référentiel altitudinal. Sur cette base, les résultats obtenus grâce à la fonction COST sont donc comparables quelle que soit l'altitude de la route qui varie fortement entre les sites (vallée d'Aspe et de Biriadou), mais aussi en leur sein même (haute et basse vallée) : en effet, en se basant sur la friction du MNT, on verrait la friction augmentée, pour une même distance à la route, avec l'altitude. L'utilisation des pentes évite ce biais¹⁹².

¹⁹² Ce choix comporte bien évidemment ses propres inconvénients. Il entraîne une perte d'information quand au sens relatif de la pente par rapport à la route. Néanmoins, ce biais est moins important que le biais altitudinal évoqué dans le texte. La solution la meilleure aurait été d'utiliser un fichier présentant le différentiel altitudinal entre la route et l'ensemble des autres points de l'espace, c'est-à-dire considérer la route comme référentiel zéro. Mais, sous cet énoncé d'apparence très simple, les difficultés techniques liées à ce calcul sont en fait importantes. Il n'existe pas de solution logicielle actuelle à ce problème. Le premier écueil est d'affecter un attribut altitudinal à un fichier vecteur dans un environnement logiciel raster (IDRISI[®] en l'occurrence). Utilisant les passerelles vers les logiciels de gestion de bases de données (type Microsoft ACCESS[®]) afin de mettre en œuvre des outils performants de requête, l'opération est toutefois accessible. La véritable difficulté est ensuite de retrancher à tous les points de l'espace, l'altitude du point de la route le plus proche. Cette opération nécessite d'utiliser conjointement deux informations spatiales variant pour chaque point de l'espace : la détermination du point de la route le plus proche et conjointement, l'altitude de ce point. Pour un non-programmeur, il n'existe pas de solution simple. Dans le cadre du programme ETP, Isabelle ROQUES (Maîtrise

3.3.3.3 La distance à vol d'oiseau

La fonction DISTANCE d'IDRISI® calcule la distance en ligne droite entre les pixels d'une image et un ensemble de cellules cibles définies dans un autre fichier (la route). Le résultat est produit dans les unités de mesures spécifiées pour le fichier ainsi que sur la dimension du pixel, définie dans l'en-tête du fichier image (résolution) [EASTMAN, 1995, p. 1-76]. La distance en diagonale est multipliée par le facteur 1,41 ($\sqrt{2}$)¹⁹³ pour une diagonale simple, et par des coefficients adaptés à chaque angle, comme l'illustre la Figure 36. L'application à Exemple Fictif est présentée dans la Figure 37.

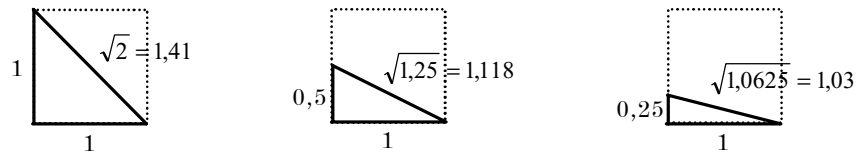


Figure 36 : Coefficient d'allongement de la distance selon l'angle de la droite la plus courte entre les deux points

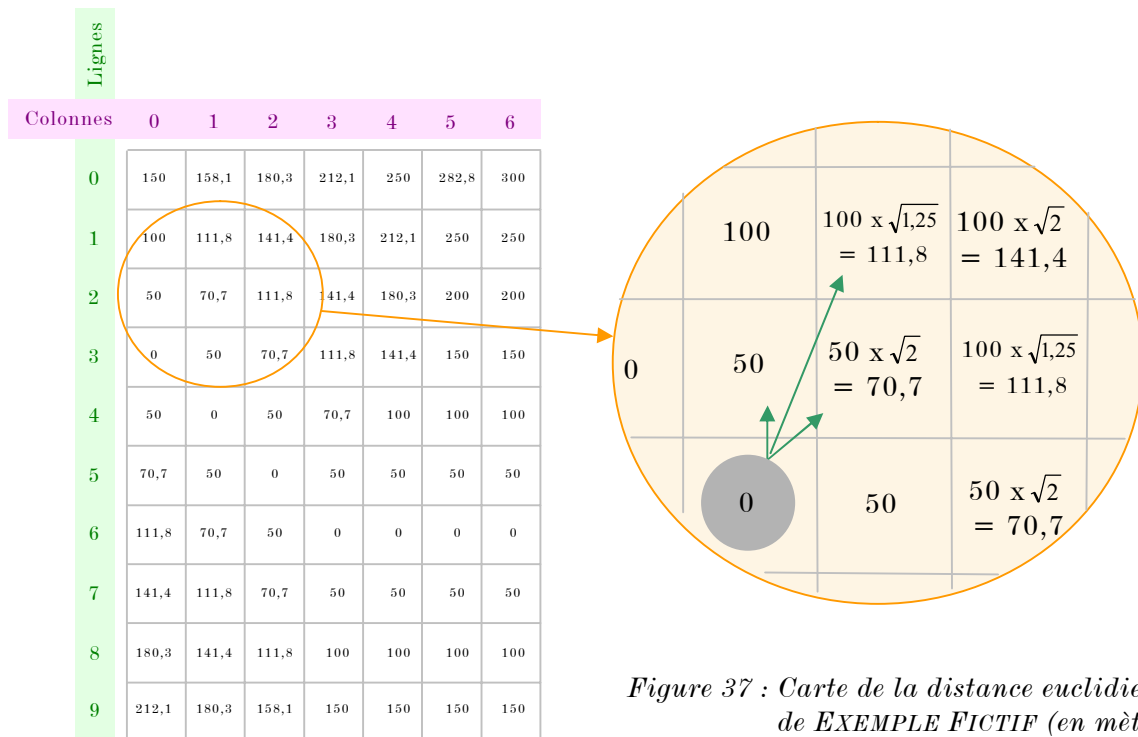


Figure 37 : Carte de la distance euclidienne de EXEMPLE FICTIF (en mètres)

ingénierie mathématique - Analyse numérique) s'est penchée – entre autre – sur la question mais a finalement concentré son effort sur la mise au point d'un algorithme pour le calcul de la distance passant par les points de plus basse altitude [ROQUES, 2000]. Ses investigations n'ont pas été poursuivies, le logiciel IDRISI® semblant offrir des résultats difficiles à concurrencer (rapidité de traitement, fiabilité). Pour finir, il faut signaler que le biais introduit par le calcul de la « distance-coût » ne semble pas poser de problème fondamental. En effet, dans la pratique, la route se situe très souvent en fond de vallée, le biais n'existe donc que pour quelques sites localisés (en haute vallée d'Aspe essentiellement). Il n'en reste pas moins qu'il y a là un point à améliorer.

¹⁹³ Dans un triangle, (petit côté)² + (grand côté)² = (hypoténuse)². Pour un triangle rectangle dont les deux côtés sont égaux à 1 (la diagonale d'un pixel), l'hypoténuse = $\sqrt{1^2+1^2} = \sqrt{2} = 1,41$.

3.3.3.4 La distance-réelle

La distance-pente permet d'incorporer l'influence du relief dans notre calcul de la distance, mais elle n'intègre pas la distance euclidienne, ce qui crée des artefacts dans les zones plates (plaines, replats). Pour remédier à ce problème, la variable spatiale que nous allons utiliser pour modéliser les teneurs en polluants est le produit des deux mesures de la distance présentées ci-dessus :

$$\text{Distance-réelle} = \text{distance-pente} \times \text{distance-euclidienne}$$

Cette opération se conduit facilement dans IDRISI[®], grâce au module IMAGECALC, qui permet d'effectuer des calculs directement sur les images et les matrices associées. L'image « distance-réelle » obtenue a deux utilités principales : d'abord, elle va permettre de déterminer la distance, selon cette unité, qui sépare les points de mesure et la route. Un nuage de point présentant les teneurs en polluants en fonction de cette distance-réelle peut alors être établi. Dans un deuxième temps, lorsque l'équation permettant de modéliser cette relation sera établie et validée, elle sera appliquée à chacun des pixels de l'image, permettant ainsi de cartographier (et quantifier) les teneurs moyennes pour l'ensemble du secteur étudié.

Détermination de la distance-réelle séparant les capteurs passifs de la route. – La matrice distance-réelle réalisée sous IDRISI[®] est exportée (sous forme d'un fichier vecteur – commande POINTVEC puis XYZIDRIS en format texte) vers MAPINFO 6.5[®] complété par le module de gestion et de calcul raster VERTICAL MAPPER^{®194}. Sur la matrice interpolée à 10 m et à laquelle un buffer a été appliqué au niveau des routes (cf. infra), une requête spatiale¹⁹⁵ est réalisée et la valeur distance-réelle du pixel correspondant à l'emplacement de chaque capteur est renseignée. On crée ainsi un fichier où sont mis en parallèle la distance-réelle et la valeur de dépôt de N pour chaque capteur.

¹⁹⁴ Les coordonnées sont modifiées car dans IDRISI[®] elles correspondent au centre du pixel alors que dans MAPINFO[®], les coordonnées correspondent au coin situé en haut à gauche du pixel d'où, pour une résolution de 50 m (un pixel = 50 m), un décalage de 25 m, que nous corrigeons « manuellement » (via une opération sur les coordonnées : $x + 25, y - 25$).

¹⁹⁵ Création d'un « tampon » autour du point correspondant au capteur passif de 7 m de rayon. La requête commande d'attribuer au point, la moyenne des valeurs du fichier « distance-réelle » situés dans le tampon.

Choix de la résolution de travail : un difficile arbitrage. – Pour l'opération de mise en relation des distances réelles calculées pour chaque emplacement de capteurs, la résolution de travail est primordiale. En effet, on a présenté – dans la deuxième partie – les caractéristiques du protocole de mesures. La densité des capteurs va en décroissant avec l'éloignement. Cela signifie qu'à proximité de la route, la densité est importante : un premier capteur se situe au niveau de la chaussée, un second entre 30 et 50 m, un troisième autour de 100 m. Ainsi, avec une résolution spatiale de 50 m, les variations se situant à une échelle inférieure sont complètement lissées (toutes les mesures seraient assimilées au même pixel), ce que l'on ne peut pas se permettre étant donnée l'importance des phénomènes ayant lieu à proximité de la route. Une résolution à 5 m apparaît comme souhaitable mais il s'agit ici d'arbitrer entre précision, possibilité matérielle et précisions des données de départ (MNT BD Alti[®] IGN à 50 m). Les possibilités matérielles font que l'interpolation à 10 m ne pose pas de problème à Bariatou (secteur étudié peu étendu : 10 x 7 km) mais oblige à sectoriser la vallée d'Aspe (beaucoup plus vaste : 13,5 x 33,5 km). Mais, même à 10 m, la réalité est parfois mal prise en compte pour plusieurs raisons : la qualité du MNT¹⁹⁶, dont on ne peut véritablement attendre une grande précision à cette échelle, la précision du SCAN 25[®] quant au réseau routier et la digitalisation des routes qui en est issue, et enfin, les interpolations. Pour toutes ces raisons, nous avons décidé « d'ajouter » de la précision à proximité de la route en appliquant un « buffer » (un tampon) de 30 m au niveau de la RN 134 (vallée d'Aspe) et de 50 m au niveau de l'A63. A l'intérieur de ce tampon, la distance-réelle a été arbitrairement et uniformément fixée à 0,01 (distance euclidienne = 1 x pente 0,01 pour éviter la valeur nulle) afin de rétablir le contraste de la réalité. Sur ce point des améliorations doivent être envisagées.

3.4 Recherche du meilleur ajustement

Remarque préalable. – Par meilleur ajustement, on désigne le meilleur ajustement pour chaque site. Six modèles vont en fait être déterminés : Bariatou, Saint-Jean-de-Luz et un modèle général englobant ces deux sites ; en vallée d'Aspe, nous proposerons également un modèle général et deux sous modèles : Haute vallée et Basse vallée. Par commodité, nous continuerons à parler « du » modèle.

3.4.1 Méthodologie

La corrélation que nous observons (nuage de point structuré) entre les niveaux de polluants et la distance à la route affecte une allure non rectiligne – cf. Graphique 21 (p. 276) par exemple. Or, deux grands ensembles de techniques se prêtent à la recherche d'un

¹⁹⁶ La qualité du MNT issu de la BD Alti[®] (IGN) dépend des courbes de niveau initiales (mode de saisie, équidistance), de la description de la topographie : sommets, cuvettes, cols, talwegs, ligne de crête, etc., de la méthode d'interpolation, de lissage et d'échantillonnage. Dans les Pyrénées, les courbes de niveau initiales présentent une équidistance de 40 m (5 à 10 m en plaine, 20 m dans les Alpes, parfois 40). D'une manière générale, les erreurs sont plus fortes et plus fréquentes en zone de montagne [CERTU, 2001, pp. 31-33].

ajustement non linéaire : (a) l'ajustement non linéaire, (b) la linéarisation d'une ou des variables. Quelle solution privilégier ?

L'ajustement non linéaire. – Certaines techniques d'ajustement s'appliquent aux variables non transformées, c'est-à-dire traitées sans changement de métrique. Ce sont les techniques de recherche de moindres carrés non linéaires, fondées sur une théorie du phénomène et consistant à optimiser les paramètres d'un modèle $Y = f(X)$ avec des fonctions exponentielle, puissance, logarithmique. Les techniques d'optimisation sont mathématiquement délicates. On les réalise généralement par approximation numériques, en s'aidant de l'informatique [FRONTIER *et al.*, 2001, p. 264]. Il est également possible de l'ajuster à une équation non linéaire qui peut être purement empirique (ajustement à un polynôme) [FRONTIER *et al.*, 2001, p. 261], ce qui n'est pas sans danger¹⁹⁷. Notons enfin que, contrairement aux modèles linéaires (ou se rapportant au cas linéaire), les modèles non linéaires s'appliquent à des variables qui ne respectent pas la loi normale [HAGGETT, 1973, p. 320].

Linéarisation d'une ou des variables. – Les techniques de linéarisation consistent à rechercher une ou des transformations non linéaires telles que la corrélation entre x et y soit (au moins approximativement) linéaire. Il s'agit là de changement de métrique, réalisés sur l'une des variables ou sur les deux. Une fois la linéarisation obtenue, on ajustera au nouveau nuage de points une droite d'équation $y = ax + b$ selon la technique des moindres carrés linéaires. On reviendra éventuellement à l'équation non linéaire en appliquant à x et y les transformations réciproques [FRONTIER *et al.*, 2001, p. 264]. Toutefois, BEGUIN [1979, p. 32] met l'accent sur le fait que les transformations modifient certains caractères de la distribution mais en préservent d'autres et que ces particularités doivent être prises en compte dans le choix des transformations.

Sur la base de ces deux techniques, la section qui suit présente le cheminement employé pour parvenir au meilleur modèle. Elle respecte la chronologie des grandes étapes définies par BEGUIN [1979, p. 131-132] pour l'élaboration d'un modèle statistique : le premier paragraphe dressera la liste des individus utilisés par le modèle. Le deuxième sera consacré à la construction d'un modèle ayant « *la forme requise par les considérations théoriques*

¹⁹⁷ L'ajustement à un polynôme est délicat. La présence de module de calcul d'ajustement polynomial dans des logiciels ne doit pas conduire à une utilisation inadaptée mais tentante au vue des qualités d'ajustement obtenues ! FRONTIER *et al.* [2001, p. 24-25] mettent en garde contre l'utilisation non maîtrisée de polynômes. En effet, si l'on dispose de 25 points observés, un polynôme de degré 24 passera par tous ces points, mais qu'un point soit modifié, et le polynôme changera. De fait, utiliser un modèle compliqué pour prévoir très finement, par interpolation, la valeur que devrait prendre la variable entre deux points observés est sans objet. Le résultat n'a aucune fiabilité, une part importante de la différence entre observations successives étant purement aléatoire. Le choix du degré de complexité en appelle largement à l'intuition. Ainsi, la régression polynomiale produit une courbe « résumant » de la meilleure façon possible le nuage empirique mais l'extrapolation est toujours dangereuse. VIGNERON [1997, p. 121] abonde dans le même sens : « *La régression polynomiale [...] est souvent d'interprétation difficile et peut même conduire à des erreurs artificielles. En effet, l'ajustement est d'autant plus satisfaisant que le degré du polynôme d'ajustement est élevé et toute la difficulté réside dans le choix du degré le moins élevé possible pour le meilleur ajustement possible* ».

disponibles » (linéaire, exponentielle, puissance, etc.). Le troisième exposera les tentatives de linéarisation, tentative sous-tendue par deux objectifs : remplacer le modèle non linéaire par un modèle linéaire, et de fait, avoir accès éventuellement à la régression linéaire multiple permettant la multiplication des variables explicatives.

3.4.2 Populations utilisées pour la modélisation

Les tableaux qui suivent présentent les données qui alimentent les modèles de la vallée d'Aspe et de Biriadou. Les valeurs correspondent à la moyenne des 4 mois ½ de mesure, rapportées aux unités en vigueur (dépôt à l'année par exemple¹⁹⁸). En vallée d'Aspe, aucun capteur n'a été retiré de la population. A Biriadou, le capteur PEA-0 a été volontairement retiré. Situé entre les cabines de péage, il est très différent du reste de la population (capteurs en « plein air »). Il en est de même pour les deux capteurs placés sur des ponts enjambant l'A63 (« Pont1 » et « Pont2 »). Les autres capteurs manquants sont ceux qui ont été vandalisés et pour lesquels les valeurs sont soit inexistantes, soit trop peu nombreuses. Nous avons donc pris le parti de travailler sur la population entière, même si l'on sait d'avance que certains capteurs sont un peu « exceptionnels »¹⁹⁹ et, de fait, altère la qualité globale du modèle (r^2 plus faible). L'objectif est de ne pas restreindre le domaine de la représentativité du modèle, mais aussi que ces points particuliers ressortent au moment de l'étude des résidus, ce qui appuierait la fiabilité de la méthodologie mise en œuvre.

¹⁹⁸ Nos valeurs de dépôt « annuelles » ne sont pas basées sur des campagnes annuelles mais sur des campagnes de 4 mois ½. La moyenne pour la période est retranscrite à l'échelle annuelle pour permettre de comparer avec les charges critiques et autres valeurs de la littérature données en kg/ha/an. Il ne semble donc pas inutile de rappeler que – d'une manière générale – les concentrations en NO₂ sont moins importantes en été qu'en hiver. Nos campagnes ayant eu lieu au printemps et en été, les valeurs utilisées pour la modélisation constituent donc des valeurs par défaut.

¹⁹⁹ Quelques capteurs, du fait des configurations et des possibilités du terrain ont été placés à des endroits où la dispersion des polluants est visiblement réduite : dans une haie végétale dense (CAS-E1), contre une paroi (GEY-E1). Nous avons volontairement limité au maximum le nombre de ces capteurs « exceptionnels », mais ils constituent des points intéressants puisque nous avons – à leur égard – un certain nombre d'idées préconçues que nous avons mises au défi de la mesure. C'est aussi une façon d'intégrer des situations spécifiques à notre modèle et donc, d'étendre son domaine de représentativité.

Site	Nom du capteur	Variable spatiale explicative	Différentes expression de la variable à expliquer : la charge polluante				
		Distance-réelle	Kg N/ha/an (dépôt sec)	Kg N/ha/an (dépôt sec + humide)	Eq N/ha/an (dépôt sec + humide)	NO ₂ en µg/m ³	NO _x en µg/m ³
BV	BED-E1	0,01	9,5	19	1357,1	8,6	39,2
BV	BED-E110	84,4	3,1	6,2	442,9	2,8	7,1
BV	BED-E180	311,2	3,9	7,8	557,1	3,5	7,1
BV	BED-E30	12,1	2,7	5,4	385,7	2,4	6,3
BV	BED-E600 ^φ	3553,5	2,5	5	357,1	2,3	3,3
BV	BED-W1100 ^φ	3887,3	2,6	5,2	371,4	2,3	3,1
BV	BED-W370	176,5	2,5	5	357,1	2,3	3,5
BV	BED-W820	1981,2	2,6	5,2	371,4	2,3	3,2
BV	CAS-E1	0,01	12,4	24,8	1771,4	11,2	51,2
BV	CAS-E150	246,7	3,0	6	428,6	2,7	5,5
BV	CAS-E80	69,5	3,2	6,4	457,1	2,9	7,5
BV	CAS-E800 ^φ	6281,1	3,1	6,2	442,9	2,8	4,0
BV	FAR-E1	0,01	10,4	20,8	1485,7	9,4	42,9
BV	FAR-E30	33,3	4,0	8	571,4	3,6	9,4
BV	FAR-W170	134,0	3,5	7	500,0	3,2	5,4
BV	FAR-W60	25,5	3,2	6,4	457,1	2,9	5,8
BV	GEY-E1	0,01	16,3	32,6	2329,8	14,7	67,3
BV	GEY-E20	23,4	4,2	8,4	600,0	3,8	9,8
BV	GEY-E220	397,0	3,1	6,2	442,9	2,8	5,0
BV	GEY-E700 ^φ	3770,4	2,2	4,4	314,3	2,0	2,9
BV	ICH-E1	0,01	8,6	17,2	1228,6	7,7	35,5
BV	ICH-E1400 ^φ	11573,3	2,5	5	357,1	2,3	3,0
BV	ICH-E1700 ^φ	15604,5	2,1	4,2	300,0	1,9	2,5
BV	ICH-E30	7,8	3,8	7,6	542,9	3,4	8,9
BV	ICH-E500 ^φ	3309,6	2,9	5,8	414,3	2,6	4,0
BV	ICH-W1	0,01	8,7	17,4	1242,8	7,8	35,9
BV	ICH-W1350 ^φ	15876,0	3,1	6,2	442,9	2,8	3,6
BV	ICH-W1900 ^φ	27408,9	2,6	5,2	371,4	2,3	2,9
BV	ICH-W2400 ^φ	35805,8	2,9	5,8	414,3	2,6	3,2
BV	ICH-W30	13,5	3,9	7,8	557,1	3,5	7,6
BV	ICH-W400	897,4	3,1	6,2	442,9	2,8	4,2
BV	ICH-W800 ^φ	4977,5	3,0	6	428,6	2,7	3,7
BV	PAU-W1	0,01	10,0	20	1428,6	9,0	41,3
BV	PAU-W30	28,4	4,4	8,8	628,6	4,0	8,9
BV	PAU-W350	1329,1	2,9	5,8	414,3	2,6	4,1
BV	PAU-W500	2206,6	3,0	6	428,6	2,7	4,0
BV	SAR-E1	0,01	7,7	15,4	1100,0	6,9	18,0
BV	SAR-E100	71,6	3,0	6	428,6	2,7	6,7
BV	SAR-E50	13,5	3,6	7,2	514,3	3,2	8,4
BV	SAR-W1	0,01	8,4	16,8	1200,0	7,6	34,7
BV	SAR-W1200 ^φ	10975,0	2,2	4,4	314,3	2,0	2,6
BV	SAR-W160	134,0	3,7	7,4	528,6	3,3	5,8
BV	SAR-W1600 ^φ	20079,4	2,1	4,2	300,0	1,9	2,4
BV	SAR-W2100 ^φ	28268,0	2,5	5	357,1	2,3	2,8
BV	SAR-W2750 ^φ	50783,7	2,8	5,6	400,0	2,5	3,1
BV	SAR-W3000 ^φ	52083,7	1,9	3,8	271,4	1,7	2,1
BV	SAR-W330	560,7	3,4	6,8	485,7	3,1	4,8
BV	SAR-W360	940,7	3,6	7,2	514,3	3,2	5,0
HV	ORR-E1	0,01	6,7	13,4	957,1	6,0	27,7
HV	ORR-W1	0,01	6,5	13,0	925,7	5,8	26,8
HV	ORR-W20	34,4	3,5	6,9	494,3	3,1	7,5

Site	Nom du capteur	Variable spatiale explicative	Différentes expression de la variable à expliquer : la charge polluante				
		Distance-réelle	Kg N/ha/an (dépôt sec)	Kg N/ha/an (dépôt sec + humide)	Eq N/ha/an (dépôt sec + humide)	NO ₂ en µg/m ³	NO _x en µg/m ³
HV	ORR-W200	377,9	2,4	4,8	342,9	2,2	3,8
HV	ORR-W360	841,1	2,6	5,2	372,9	2,4	3,7
HV	PEY-90	36,8	2,6	5,2	371,4	2,3	5,6
HV	PEY-B1	0,01	5,8	11,6	827,1	5,2	23,9
HV	PEY-H1	0,01	6,7	13,4	960,0	6,1	27,7
HV	SOM-E1	0,01	6,1	12,2	871,4	5,5	25,2
HV	SOM-E280	146,8	2,5	5,0	358,6	2,3	3,9
HV	SOM-E30	7,5	3,2	6,3	451,4	2,8	7,4
HV	TUN-W1	0,01	6,6	13,3	948,6	6,0	27,4
HV	TUN-W1000 ^φ	5155,6	2,0	4,0	282,9	1,8	2,4
HV	TUN-W1900 ^φ	21345,6	2,3	4,6	330,0	2,1	2,6
HV	TUN-W350	787,3	2,4	4,8	342,9	2,2	3,4
HV	UR1-E1	0,01	7,1	14,2	1014,3	6,4	29,3
HV	UR1-E100	112,6	2,8	5,7	405,7	2,6	5,8
HV	UR1-E20	23,4	3,4	6,8	488,6	3,1	8,0
HV	UR1-E40	27,1	3,2	6,4	458,6	2,9	7,5
HV	UR1-E80	55,2	2,9	5,7	407,1	2,6	6,4
HV	UR1-W1	0,01	7,1	14,1	1008,6	6,4	29,1
HV	UR1-W250	247,1	2,9	5,8	415,7	2,6	4,7
HV	UR1-W300	395,0	2,9	5,9	418,6	2,6	4,5
HV	UR1-W350	633,3	2,9	5,7	408,6	2,6	4,2
HV	UR1-W50	24,6	3,3	6,7	475,7	3,0	7,3
HV	UR1-W80	29,5	3,0	5,9	422,9	2,7	6,1
HV	UR2-E1	0,01	6,5	13,1	934,3	5,9	27,0
HV	UR2-E100	46,6	2,9	5,8	417,1	2,6	5,9
HV	UR2-E20	17,3	3,5	7,1	504,3	3,2	8,3
HV	UR2-E40	22,2	4,0	8,0	568,6	3,6	9,3
HV	UR2-E70	29,5	3,0	6,0	428,6	2,7	6,7
HV	UR2-W1700 ^φ	22670,5	2,2	4,5	320,0	2,0	2,6
HV	UR2-W2000 ^φ	38079,4	2,3	4,5	322,9	2,0	2,5
HV	UR2-W25	14,8	3,6	7,2	512,9	3,2	8,3
HV	UR2-W300	633,3	2,9	5,7	407,1	2,6	4,1
HV	UR2-W400	1029,3	2,7	5,3	378,6	2,4	3,7
HV	UR2-W80	14,8	3,0	6,1	432,9	2,7	6,1

Tableau 34 : Population pour l'établissement d'un modèle statistique en vallée d'Aspe (BV : Basse vallée ; HV : Haute vallée ; φ : « outsiders »)

Site	Nom du capteur	Variable spatiale	Différentes expression de la variable à expliquer : la charge polluante				
		explicative	Distance-réelle	Kg N/ha/an (dépôt sec)	Kg N/ha/an (dépôt sec + humide)	Eq N/ha/an (dépôt sec + humide)	NO ₂ en µg/m ³
BIR	<i>CAL-N240</i>	421,1	11,6	23,1	1650,0	10,4	17,7
BIR	<i>CAL-N520</i>	881,1	17,6	35,1	2510,0	15,8	23,8
BIR	<i>CAL-S110</i>	22,8	16,5	33,0	2355,7	14,8	29,9
BIR	<i>CAL-S800</i> ^φ	2896,4	8,8	17,6	1254,3	7,9	11,1
BIR	<i>DOU-0</i>	0,01	62,5	124,9	8921,4	56,2	257,8
BIR	<i>DOU-N175</i>	577,5	25,0	50,1	3577,1	22,5	38,5
BIR	<i>DOU-N380</i>	1415,4	12,2	24,4	1744,3	11,0	17,3
BIR	<i>DOU-S120</i>	91,5	21,1	42,1	3007,1	19,0	36,5
BIR	<i>DOU-S270</i>	529,8	14,0	28,1	2004,3	12,6	21,0
BIR	<i>LU1-N1</i>	0,01	40,1	80,2	5727,1	36,1	165,5
BIR	<i>LU1-N100</i>	36,8	23,7	47,5	3391,4	21,4	43,8
BIR	<i>LU1-N280</i>	237,4	22,0	43,9	3137,1	19,8	33,1
BIR	<i>LU1-N550</i>	926,0	12,0	24,0	1717,1	10,8	16,0
BIR	<i>LU1-N730</i> ^φ	1923,1	17,7	35,4	2531,4	16,0	22,6
BIR	<i>LU1-S1</i>	0,01	82,8	165,5	11821,3	74,5	341,6
BIR	<i>LU1-S150</i>	133,6	18,0	36,0	2572,8	16,2	31,4
BIR	<i>LU1-S300</i>	715,6	11,1	22,1	1578,6	10,0	16,2
BIR	<i>LU1-S45</i>	17,2	31,7	63,5	4532,8	28,6	74,3
BIR	<i>LU1-S660</i>	1231,7	11,5	23,0	1642,8	10,4	14,9
BIR	<i>LU2-N1</i>	0,01	54,6	109,3	7804,2	49,2	225,5
BIR	<i>LU2-N280</i>	489,8	13,5	26,9	1924,3	12,1	20,2
BIR	<i>LU2-N30</i>	17,2	19,9	39,9	2847,1	17,9	46,7
BIR	<i>LU2-S1</i>	0,01	58,4	116,8	8341,4	52,6	241,1
BIR	<i>LU2-S100</i>	77,5	19,8	39,7	2834,3	17,9	35,9
BIR	<i>LU2-S25</i>	17,2	35,5	71,1	5077,1	32,0	83,2
BIR	<i>LU2-S300</i>	684,0	11,1	22,3	1591,4	10,0	16,5
BIR	<i>LU2-S630</i> ^φ	1592,1	10,0	20,1	1434,3	9,0	13,1
BIR	<i>PEA-N1</i>	0,01	33,6	67,3	4804,2	30,3	138,8
BIR	<i>PEA-N30</i>	8,8	22,3	44,7	3190,0	20,1	46,4
BIR	<i>PEA-N350</i>	282,2	12,9	25,8	1844,3	11,6	18,6
BIR	<i>PEA-N600</i>	932,3	14,2	28,3	2024,3	12,8	18,7
BIR	<i>PEA-S1</i>	0,01	39,7	79,4	5668,5	35,7	163,8
BIR	<i>PEA-S160</i>	125,2	18,0	35,9	2565,7	16,2	31,5
BIR	<i>PEA-S30</i>	7,4	23,0	46,1	3290,0	20,7	53,9
BIR	<i>PEA-S400</i>	568,3	17,2	34,4	2455,7	15,5	24,6
BIR	<i>Temoin BIR</i>	0,01	46,9	93,8	6697,1	42,2	193,5
BIR/SJL	<i>5 Km</i> ^φ	7314,0	7,1	14,2	1017,1	6,4	7,8
SJL	<i>SJ1-N1</i>	0,01	64,7	129,3	9238,5	58,2	267,0
SJL	<i>SJ1-N20</i>	1,8	26,3	52,6	3754,3	23,7	61,5
SJL	<i>SJ1-N220</i>	4,6	17,6	35,2	2517,1	15,9	27,9
SJL	<i>SJ1-S1</i>	0,01	57,4	114,8	8199,9	51,7	237,0
SJL	<i>SJ1-S1050</i> ^φ	1561,3	12,8	25,6	1830,0	11,5	15,5
SJL	<i>SJ1-S1340</i> ^φ	2559,1	10,9	21,7	1552,8	9,8	12,8
SJL	<i>SJ1-S1700</i> ^φ	3726,6	9,2	18,5	1320,0	8,3	10,6
SJL	<i>SJ1-S20</i>	3,2	30,0	59,9	4281,4	27,0	69,0
SJL	<i>SJ1-S200</i>	42,4	22,7	45,4	3245,7	20,5	37,4
SJL	<i>SJ1-S280</i>	154,6	16,8	33,7	2404,3	15,2	25,4
SJL	<i>SJ1-S550</i>	250,0	11,4	22,7	1624,3	10,2	15,3
SJL	<i>SJ1-S760</i>	597,8	10,6	21,3	1518,6	9,6	13,5
SJL	<i>SJ2a-N1</i>	0,01	50,7	101,5	7248,5	45,7	209,5

Site	Nom du capteur	Variable spatiale explicative	Différentes expression de la variable à expliquer : la charge polluante				
		Distance-réelle	Kg N/ha/an (dépôt sec)	Kg N/ha/an (dépôt sec + humide)	Eq N/ha/an (dépôt sec + humide)	NO ₂ en µg/m ³	NO _x en µg/m ³
SJL	SJ2a-N30	1,8	20,2	40,4	2887,1	18,2	42,3
SJL	SJ2a-S1	0,01	48,3	96,5	6895,7	43,5	199,3
SJL	SJ2a-S20	1,8	30,5	61,0	4360,0	27,5	71,5
SJL	SJ2a-S200	5,3	18,6	37,1	2652,8	16,7	30,2
SJL	SJ2b-N1	0,01	41,1	82,2	5874,2	37,0	169,8
SJL	SJ2b-S1	0,01	51,3	102,7	7332,8	46,2	211,9
SJL	SJ2b-S150	10,9	14,2	28,3	2021,4	12,7	25,2
SJL	SJ2b-S20	3,2	28,9	57,7	4121,4	26,0	67,6
SJL	SJ2-N120	7,4	16,8	33,7	2404,3	15,2	29,3
SJL	SJ2-S400	56,5	15,2	30,5	2177,1	13,7	21,6
SJL	SJ2-S530	294,9	18,8	37,6	2682,8	16,9	25,3
SJL	SJ2-S820	702,3	10,5	20,9	1492,8	9,4	13,1
SJL	SJ3-N1	0,01	40,8	81,6	5831,4	36,8	168,5
SJL	SJ3-N80	11,6	25,0	49,9	3564,3	22,5	46,6
SJL	SJ3-S1	0,01	52,1	104,1	7435,7	46,9	214,9
SJL	SJ3-S1000	1304,6	9,9	19,8	1414,3	8,9	12,1
SJL	SJ3-S1450 ^φ	1960,9	9,6	19,1	1367,1	8,6	11,1
SJL	SJ3-S300	83,1	13,4	26,9	1918,6	12,1	20,1
SJL	SJ3-S650	394,4	14,2	28,4	2027,1	12,8	18,5
SJL	SJ4-N1	0,01	49,3	98,6	7042,8	44,4	203,5
SJL	SJ4-N20	10,2	32,6	65,2	4654,2	29,3	76,3
SJL	SJ4-S1	0,01	52,5	105,1	7505,7	47,3	216,9
SJL	SJ4-S1000	925,3	14,6	29,2	2085,7	13,1	17,8
SJL	SJ4-S20	4,6	28,7	57,3	4094,3	25,8	67,1
SJL	SJ4-S420	209,3	17,4	34,8	2488,6	15,7	24,8
SJL	SJ4-S650	414,1	17,0	34,0	2427,1	15,3	22,3
SJL	Temoin SJL	0,01	39,2	78,4	5601,4	35,3	161,9

Tableau 35 : Population pour l'établissement d'un modèle statistique à Biriadou (BIR : Péage de Biriadou ; SJL : Péage de Saint-Jean-de-Luz ; φ : « outsiders »)

Plusieurs sous-populations sont utilisées. Premièrement, chaque site est divisé en deux : la vallée d'Aspe est constituée de la « Basse vallée » (BV) et de la « Haute vallée » (HV) ; le secteur de Biriadou est composé du « Péage de Biriadou » et de « Saint-Jean-de-luz ». Ainsi, ces sous populations répondent à un critère de localisation géographique.

Dans un deuxième temps, un second découpage est intégré. Il s'agit de retirer certains points, les plus éloignés (distance réelle la plus importante). Ces points constituent des « outsiders » selon la terminologie employée par FRONTIER *et al.* [2001, p. 225]. En effet, les points relativement éloignés²⁰⁰ du nuage peuvent parfois fausser les résultats : « Les conditions de l'observation ou de l'échantillonnage devront être bien explicitées, et rester bien présentes à l'esprit de l'analyste lors du commentaire et de l'interprétation de toute

²⁰⁰ En théorie, c'est la même chose pour les points proches mais ces derniers forment une population nombreuse (densité de capteur la plus forte à proximité de la route) et *a priori* homogène. Ils sont d'autre part au cœur de nos préoccupations. Ainsi, dans le cas étudié ici, les éventuels *outsiders* ne peuvent correspondre qu'aux points éloignés.

corrélation observée. Il y aura notamment incertitude, pouvant devenir source de biais, chaque fois qu'un nuage de points [...] est accompagné d'un petit nombre de points isolés ou outsiders, éloignés du point moyen, et parfois à l'origine de covariances anormalement élevées. Il convient alors de ne pas les faire intervenir dans le calcul. Cela ne revient nullement à les oublier ni à nier leur existence ; on considère seulement qu'ils relèvent – s'il n'y a pas d'erreur de mesure grossière – d'un autre phénomène, ou d'une autre échelle d'observation, insuffisamment représentés dans l'échantillon. La corrélation recalculée ne caractérisera plus, dès lors, que le nuage de points principal, bien identifié et purgé de ses « intrus ». Il n'existe pas de règle objective permettant de décider si un point est ou non un outsiders. Ce sera, dans chaque cas, une question d'appréciation, aidée parfois par la comparaison des corrélations obtenues avec et sans ces couples particulier » [FRONTIER et al., 2001, p. 225].

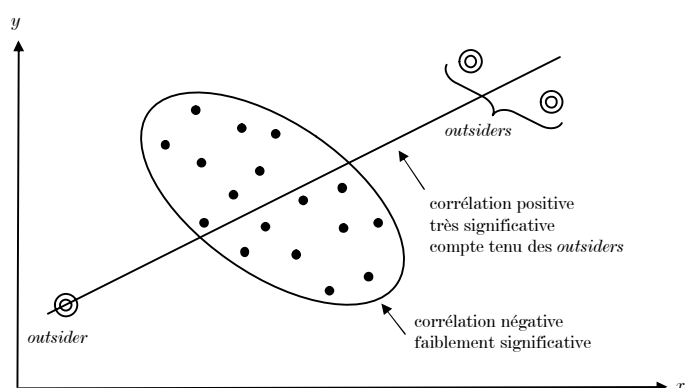


Figure 38 : Effet des outsiders sur la covariance observée [FRONTIER et al., 2001, p. 225]

Parmi nos données, on ne trouve pas de véritables *outsiders* mais, pour chaque population, il existe un faible nombre d'individus très éloignés de la route. Il est parfaitement envisageable que ces quelques individus jouent le rôle d'outsider et influent fortement sur la qualité de l'ajustement en « tirant » la fonction vers eux. Pour évaluer si leur présence entraîne ou non une hausse anormale de la qualité du modèle, nous avons donc réalisé une nouvelle subdivision de la population en réalisant les traitements sur un échantillon exempt des capteurs très éloignés²⁰¹. Ces individus sont repérés dans le Tableau 34 et le Tableau 35 par le caractère « ϕ ».

²⁰¹ C'est-à-dire dont la distance réelle est supérieure à 3000 pour la vallée d'Aspe et 1500 pour Biriattou (La distance réelle n'a pas d'unité).

3.4.3 Ajustement à un modèle non linéaire

Après quelques essais, nous avons constaté que le modèle théorique auquel renvoie le nuage de point est celui d'une fonction puissance de type : $Y = a.X^b$ (a et b sont des constantes entières ou fractionnaires). On a vu que les techniques d'optimisation de ces fonctions d'ajustement sont mathématiquement délicates. Elles sont réalisées à l'aide de Microsoft EXCEL[®], qui calcule l'équation et le coefficient de détermination.

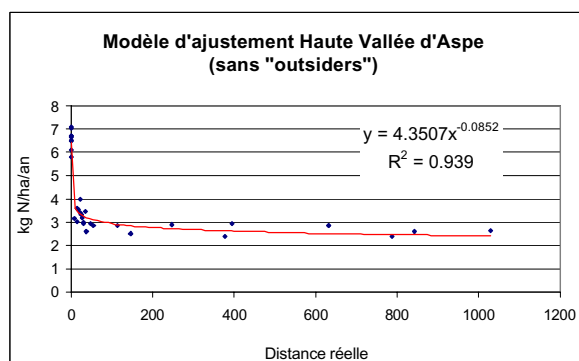
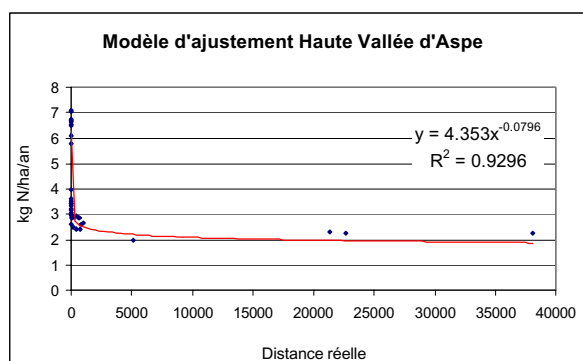
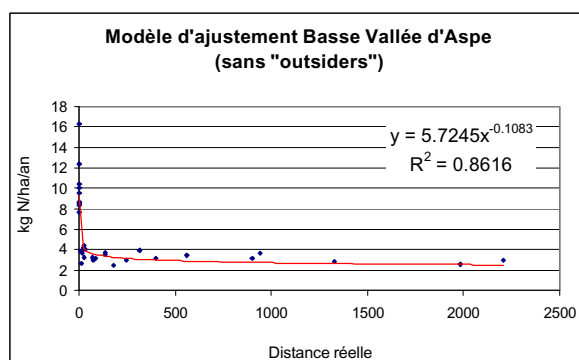
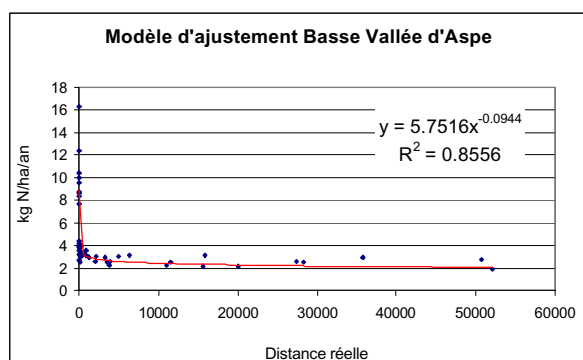
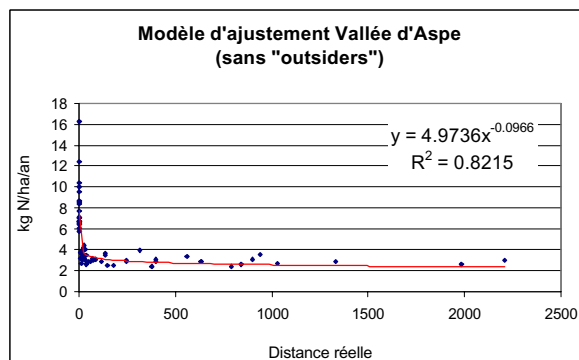
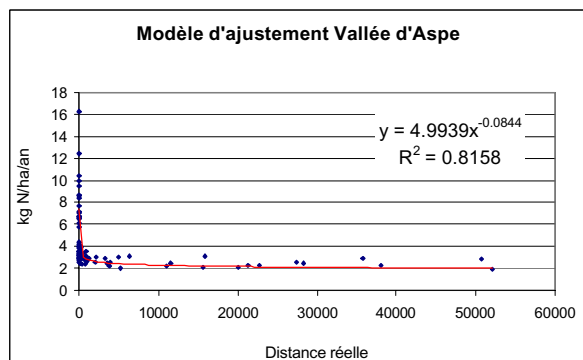
Les graphiques décrivent, pour la vallée d'Aspe puis pour Biriadou, les modèles d'ajustement pour les dépôts (secs, humides et acides) et la concentration NO₂. Nous ne représentons que les dépôts secs car les autres mesures sont toutes des multiples de la même population (dépôts secs issus de la concentration en NO₂, multipliés par 2 pour estimer les dépôts secs + humides, résultat qu'on multiplie ensuite par 71,428 pour obtenir les équivalents acides de l'ensemble de ces dépôts – cf. § 3.3.1 La variable dépendante : la charge polluante, p. 254). Seule la valeur de la constante diffère (lié aux intervalles de valeurs exploités selon les sites et les unités). La « vitesse de décroissance », donnée par l'exposant de x (distance réelle) ainsi que le coefficient de détermination sont – en toute logique – constants. Ainsi, les nuages de points et les courbes de meilleur ajustement présentent exactement la même allure. Les différents résultats sont reportés dans le Tableau 36.

L'estimation des concentrations de NO_x est traitée à part. En effet, seules ces dernières ne sont pas un multiple des autres car elles ont été estimées par l'intégration du rapport NO/NO₂, hétérogène spatialement. Ce dernier est fonction de la distance euclidienne à la route. Pour ne pas alourdir le texte, on renvoie aux Annexe 4 et Annexe 5.

		Modèle sur population totale		Modèle sur population sans « outsiders »	
		<i>Modèle</i>	<i>R²</i>	<i>Modèle</i>	<i>R²</i>
Vallée d'Aspe	Dépôt sec (kg N/ha/an)	$y = 4,9939 * x^{-0.0844}$	0,816	$y = 4,9736 * x^{-0.0966}$	0,821
	Dépôt sec + humide (kg N/ha/an)	$y = 9,9878 * x^{-0.0844}$		$y = 9,9472 * x^{-0.0966}$	
	Equivalent acide (sec+humide, eq/ha/an)	$y = 713,41 * x^{-0.0844}$		$y = 710,51 * x^{-0.0966}$	
	Concentration (NO ₂ µg/m ³)	$y = 4,4972 * x^{-0.0844}$		$y = 4,479 * x^{-0.0966}$	
	Concentration (NO _x µg/m ³)	$y = 13,654 * x^{-0.172}$	0,94	$y = 13,61 * x^{-0.184}$	0,93
Basse vallée d'Aspe	Dépôt sec (kg N/ha/an)	$y = 5,7516 * x^{-0.0944}$	0,856	$y = 5,7245 * x^{-0.1083}$	0,862
	Dépôt sec + humide (kg N/ha/an)	$y = 11,5032 * x^{-0.0944}$		$y = 11,449 * x^{-0.1083}$	
	Equivalent acide (sec+humide, eq/ha/an)	$y = 821,65 * x^{-0.0944}$		$y = 817,78 * x^{-0.1083}$	
	Concentration (NO ₂ µg/m ³)	$y = 5,1795 * x^{-0.0944}$		$y = 5,1552 * x^{-0.1083}$	
Haute vallée d'Aspe	Dépôt sec (kg N/ha/an)	$y = 4,353 * x^{-0.0796}$	0,930	$y = 4,3507 * x^{-0.0852}$	0,939
	Dépôt sec + humide (kg N/ha/an)	$y = 8,706 * x^{-0.0796}$		$y = 8,7014 * x^{-0.0852}$	
	Equivalent acide (sec+humide, eq/ha/an)	$y = 621,85 * x^{-0.0796}$		$y = 621,53 * x^{-0.0852}$	
	Concentration (NO ₂ µg/m ³)	$y = 3,92 * x^{-0.0796}$		$y = 3,918 * x^{-0.0852}$	

Tableau 36 : Synthèse des modèles calculés pour la vallée d'Aspe

3.4.3.1 Vallée d'Aspe

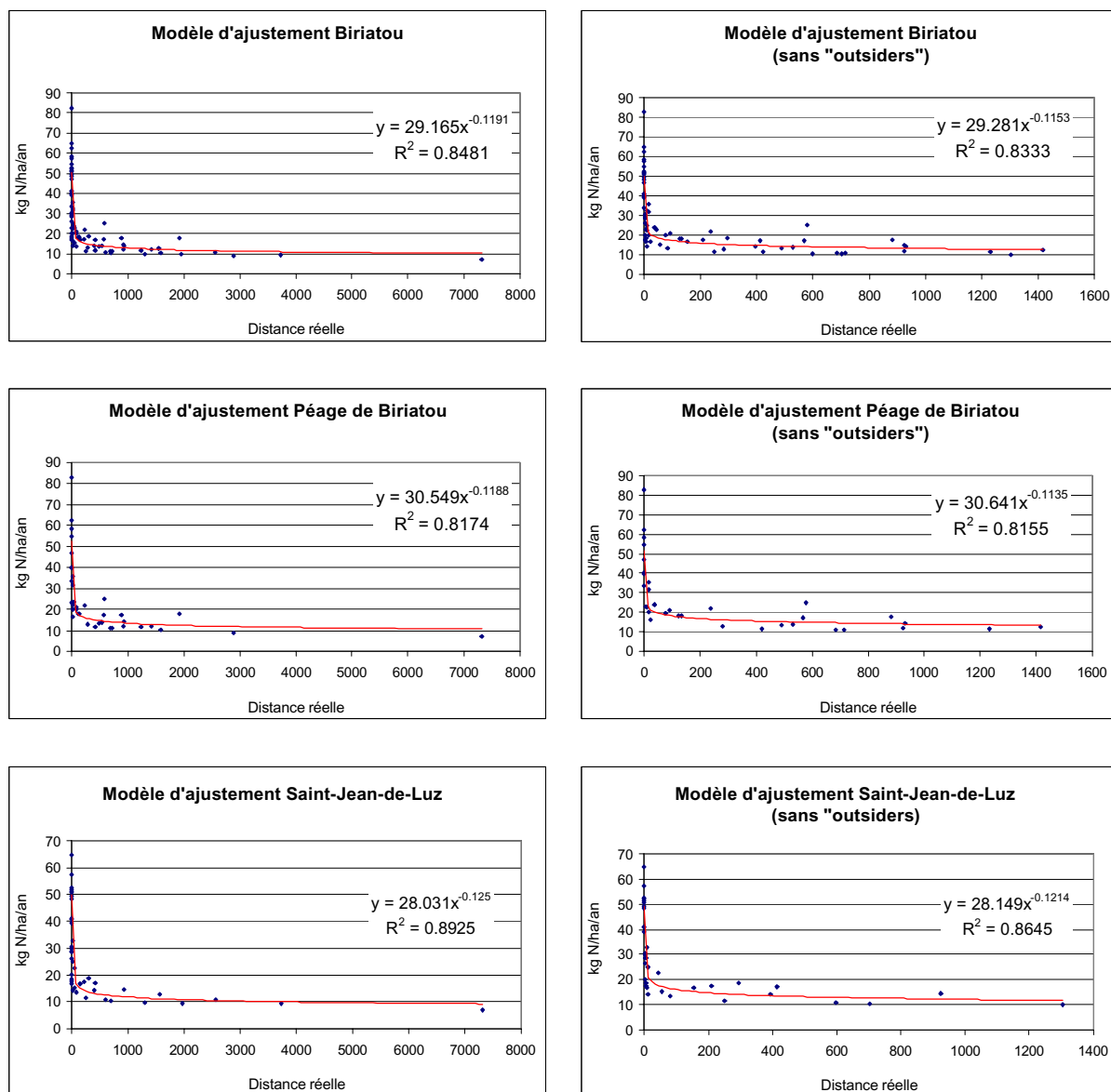


Graphique 21 : Modèles d'ajustement pour la vallée d'Aspe, avec et sans outsiders pour les dépôts oxy-azotés secs en kg N/ha/an

3.4.3.2 Biriadou

		Modèle sur population totale		Modèle sur population sans « outsiders »	
		<i>Modèle</i>	<i>R²</i>	<i>Modèle</i>	<i>R²</i>
Biriadou	Dépôt sec (kg N/ha/an)	$y = 29,165 * x^{-0.1191}$	0,848	$y = 29,281 * x^{-0.1153}$	0,833
	Dépôt sec + humide (kg N/ha/an)	$y = 58,33 * x^{-0.1191}$		$y = 58,562 * x^{-0.1153}$	
	Equivalent acide (sec+humide, eq/ha/an)	$y = 4166,3 * x^{-0.1191}$		$y = 4182,9 * x^{-0.1153}$	
	Concentration (NO ₂ µg/m ³)	$y = 26,264 * x^{-0.1191}$		$y = 26,368 * x^{-0.1153}$	
	Concentration (NO _x µg/m ³)	$y = 75,064 * x^{-0.2179}$	0,925	$y = 75,316 * x^{-0.2146}$	0,916
Saint-Jean-de-Luz	Dépôt sec (kg N/ha/an)	$y = 28,031 * x^{-0.125}$	0,892	$y = 28,149 * x^{-0.1214}$	0,864
	Dépôt sec + humide (kg N/ha/an)	$y = 56,062 * x^{-0.125}$		$y = 56,298 * x^{-0.1214}$	
	Equivalent acide (sec+humide, eq/ha/an)	$y = 4004,4 * x^{-0.125}$		$y = 4021,2 * x^{-0.1214}$	
	Concentration (NO ₂ µg/m ³)	$y = 25,243 * x^{-0.125}$		$y = 25,349 * x^{-0.1214}$	
Péage de Biriadou	Dépôt sec (kg N/ha/an)	$y = 30,549 * x^{-0.1188}$	0,817	$y = 30,641 * x^{-0.1135}$	0,815
	Dépôt sec + humide (kg N/ha/an)	$y = 61,098 * x^{-0.1188}$		$y = 61,282 * x^{-0.1135}$	
	Equivalent acide (sec+humide, eq/ha/an)	$y = 4364,1 * x^{-0.1188}$		$y = 4377,3 * x^{-0.1135}$	
	Concentration (NO ₂ µg/m ³)	$y = 27,511 * x^{-0.1188}$		$y = 27,594 * x^{-0.1135}$	

Tableau 37 : Synthèse des modèles calculés pour Biriadou



Graphique 22 : Modèles d'ajustement pour Biriatoù, avec et sans outsiders pour les dépôts oxy-azotés secs en kg N/ha/an

D'une manière générale, on note la bonne qualité des coefficients de détermination obtenus (0,81 à 0,94). La part de la variance expliquée [LEBART *et al.*, 1995, p. 229], parfois dénommée « information prise en compte par la régression » [CHADULE, 1997, p. 106 ; RACINE et REYMOND, 1973, p. 135] varie entre 81 et 94%. La variance (ou information) résiduelle s'élève donc à 19% au maximum et chute à 6% au minimum. Dans tous les cas, les coefficients obtenus sont très satisfaisants, sachant que nous travaillons sur des mesures obtenues lors de campagnes de terrain et qu'il est fréquent – lorsqu'on mesure un élément dans son environnement naturel – de devoir travailler sur des liaisons de moindre intensité.

On ne commentera pas en détail les fortes variations de la première constante a (on rappelle que nos modèles sont de forme $Y = a.X^b$) : 3,92 à 4364,1. Ces variations sont liées aux niveaux de pollution (beaucoup plus importants à Biriadou qu'en vallée d'Aspe) et aux unités (notamment l'équivalent acide, exprimés en gramme, qui est très élevé).

Un autre élément de satisfaction est apporté par l'analyse des modèles établis sans *outsider*. On a déjà expliqué assez longuement en quoi des points éloignés du reste du nuage peuvent biaiser l'ajustement et/ou sa qualité. Dans tous les cas, on observe que les résultats sont très proches avec ou sans *outsider*, ce qui est le signe du caractère relativement robuste des modèles proposés (le caractère aléatoire de la distribution est limité) : le coefficient de détermination varie – dans le cas le moins favorable (Saint-Jean-de-Luz) – de 0,03 soit 3% de l'information prise en compte.

Poursuivant la comparaison des équations obtenues avec et sans *outsider*, on note que l'exposant de x (la constante b) varie – au pire – de 0,01 (en vallée d'Aspe), ce qui semble faible. Mais, quelles sont les conséquences d'une variation de l'exposant, même minime, sur le résultat final ? Un rapide test permet d'éclairer ce point important, tant pour permettre la comparaison des modèles obtenus avec et sans *outsider* que pour comparer les résultats obtenus entre les sites eux-mêmes et leur répercussion spatiale. La Figure 39 présente les résultats de ce test.

Afin de comparer l'influence des variations de la constante b (l'exposant), la constante a est fixée arbitrairement à 10 ainsi que sept niveaux de distance : 0.01 ; 1 ; 10 ; 100 ; 1000 ; 10 000 ; 100 000. La constante b correspond aux deux modèles principaux : -0,0844 pour la vallée d'Aspe et -0.1191 pour Biriadou, soit une différence de 0,035. Les résultats montrent que lorsque l'exposant diminue, la décroissance des niveaux de pollution est plus importante et plus rapide. Cependant, l'étude des différences relatives (%) entre les modèles montre que la variation des résultats obtenus avec chacun d'eux reste limitée : la différence est inférieure à 8% pour une distance de 10, autour de 15% pour une distance de 100, elle atteint 21% pour une distance de 1000 puis se stabilise autour de 30% (10 000 à 100 000). Ainsi, la différence maximum de 0,01 entre les exposants des modèles avec et sans *outsider* n'est pas significative et renforce le caractère robuste des modèles proposés. On cherchera plus loin des explications quant à la différence de la constante b entre la vallée d'Aspe et Biriadou qui – bien que limitée (0,035) – doit pouvoir être mise en relation avec certains caractères topographiques, météorologiques ou physico-chimiques propres à chacun de ces sites.

	Distance						
	0,01	1	10	100	1000	10000	100000
Modèle pseudo-Aspe $10*x^{(-0.0844)}$	14,8	10	8,2	6,8	5,6	4,6	3,8
Modèle pseudo-Biriadou $10*x^{(-0.1191)}$	17,306	10	7,6	5,8	4,4	3,3	2,5
Différence relative (%) entre les deux modèles	-17,3%	0%	7,7%	14,8%	21,3%	27,4%	32,9%

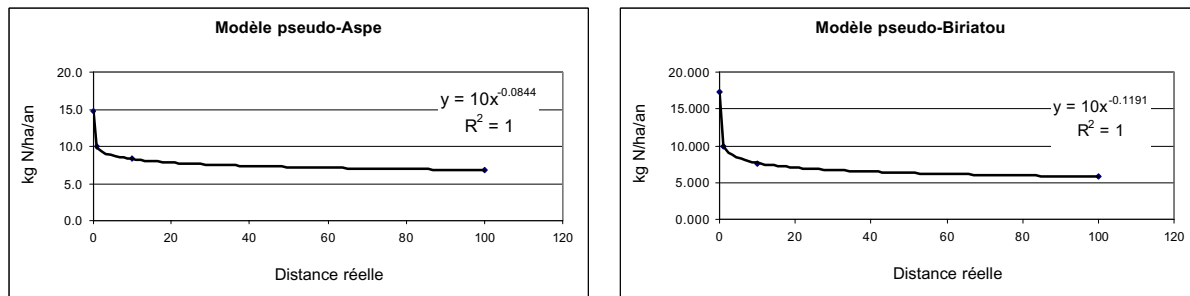


Figure 39 : Influence de la constante b du modèle (l'exposant) sur les résultats

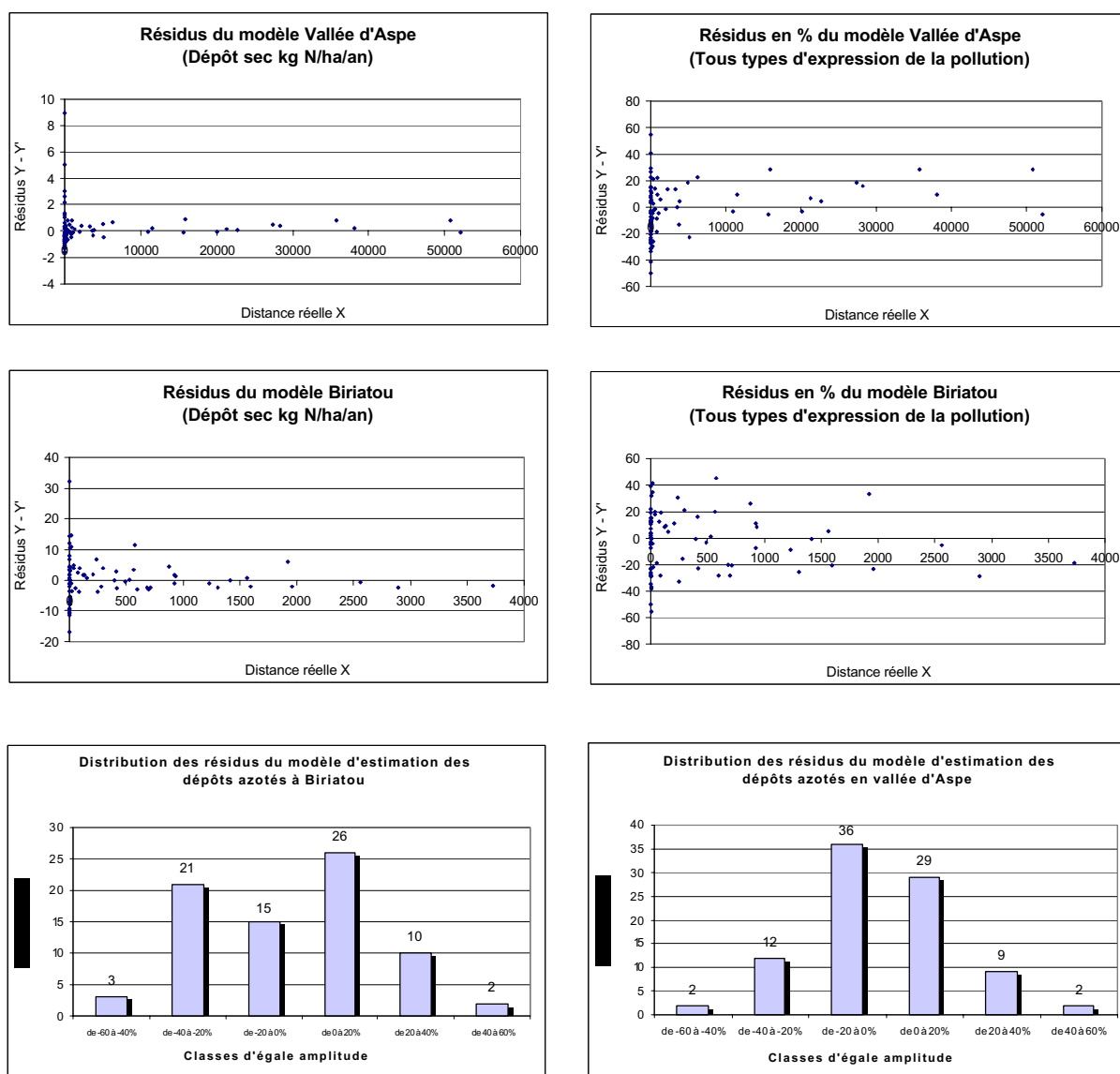
En conséquence, cette première analyse des caractéristiques des modèles obtenus montre une variabilité relativement faible entre les sites, une bonne robustesse (quasiment pas de variations entre les équations établies avec et sans *outsider*) et globalement, de bons coefficients de détermination (l'information prise en compte est toujours supérieure à 80%).

3.4.4 Evaluation de la qualité du modèle

Si les coefficients de détermination obtenus sont bons, un modèle reste une schématisation de la réalité. L'étude des résidus permet de mieux préciser la qualité d'un modèle.

Le modèle correspond à la situation moyenne. La comparaison entre la valeur estimée et la valeur réelle permet de déceler les observations qui, relativement à cette situation moyenne, sont « anormalement » élevées ou faibles [RACINE, 1973, p. 254-255], et de les localiser. Ainsi, si le modèle permet de considérer la règle générale à travers l'existence de relations statistiquement établies entre diverses variables, la différence à la « norme » (établie par le modèle) permet de « déceler les cas qui justement, étant marginaux, ne sont pas expliqués par la relation générale et doivent recevoir un complément d'explication à partir d'autres facteurs que le facteur le plus général » [RACINE, 1973, p. 259]. Si la valeur du résidu est égale à zéro, le modèle décrit exactement la réalité (de la population). Dans la pratique, ce cas est très rare et la valeur absolue du résidu s'en écarte plus ou moins. Plus elle est

grande, plus l'écart au modèle est important. Et, si le résidu est positif, le modèle sous-estime. Si le résidu est négatif, le modèle surestime [CHADULE, 1995, p. 101].



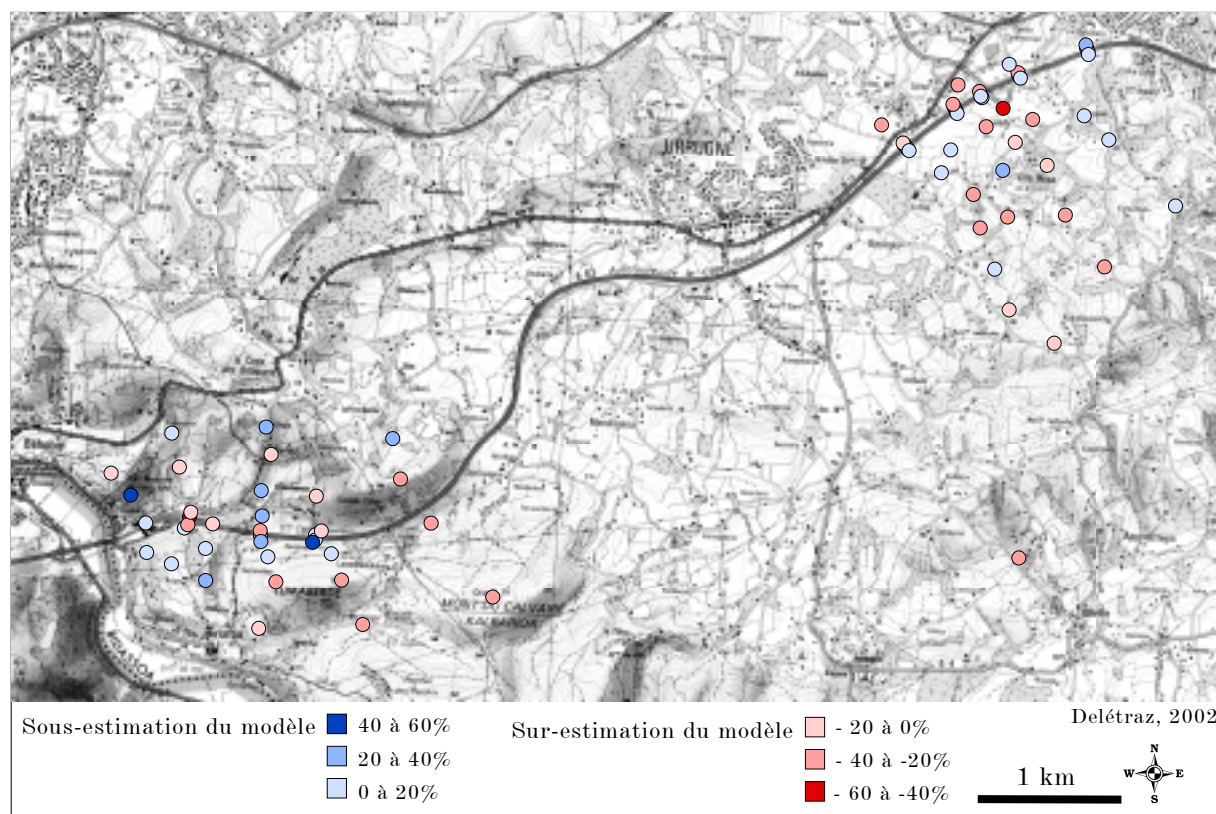
Graphique 23 : Valeurs et distribution des résidus du modèle général (dépôts et concentration) pour la vallée d'Aspe et Biriadou. (Le témoin de Biriadou, très éloigné a été enlevé du graphique pour une meilleure lecture)

	Vallée d'Aspe	Biriadou
Moyenne des résidus	- 1,9%	- 2,62%
Ecart-type des résidus	18,9%	22,7%

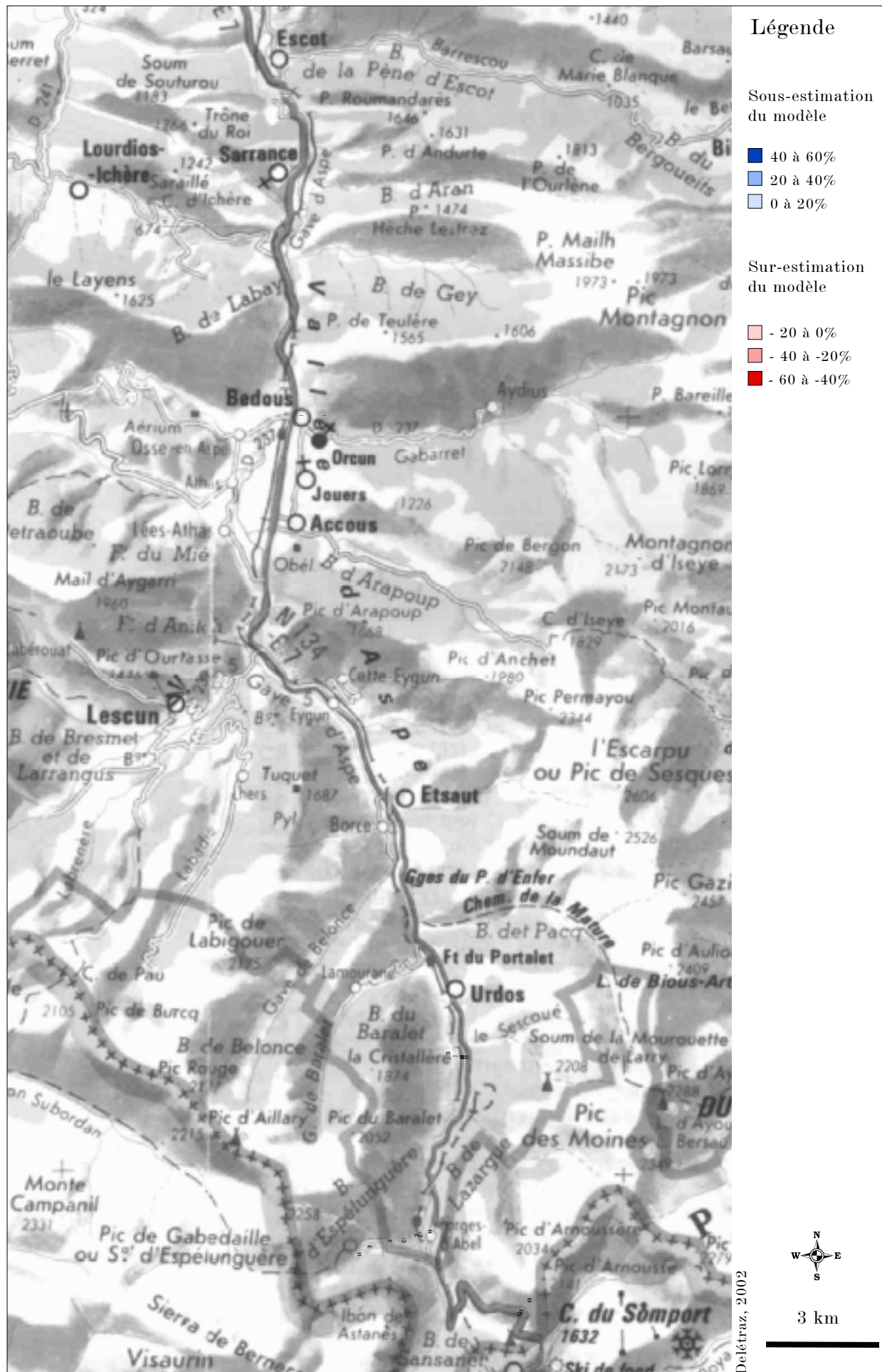
Tableau 38 : Synthèse sur les résidus des modèles (en valeur relative)

Globalement les résidus sont conformes au modèle mathématique (indépendance des résidus par rapport à X ; linéarité et homoscedasticité des résidus) [CHADULE, 1997, p. 100]. On note cependant que les écarts au modèle sont les plus importants à très grande

proximité de la route ce qui souligne la forte variabilité des mesures effectuées à très grande proximité des routes (difficulté importante sur laquelle travaillent les AASQA) car le micro-environnement influence fortement la mesure. On note enfin que les écarts sont globalement moins importants en vallée d'Aspe qu'à Bariatou où plus de points montrent un résidu supérieur à 20%. Ainsi, l'étude des résidus répond aux critères attendus mais elle apparaît moins satisfaisante que la première analyse des coefficients et des différentes équations obtenues. La répartition des résidus (cf. Carte 12 et Carte 13) ne laisse entrevoir aucune tendance générale (sous-estimation uniquement des points proches ou éloignés par exemple). L'étude au cas par cas pour expliquer la différence avec le modèle ne semble pas apporter grand-chose. On peut simplement noter que la différence entre les sous sites ressort : la sous-estimation est plus prononcée au péage de Bariatou qu'à Saint-Jean-de-Luz et en basse vallée d'Aspe plus qu'en haute vallée.



Carte 12 : Carte des résidus (modèle général) pour le site de Bariatou



Carte 13 : Carte des résidus (modèle général) pour la vallée d'Aspe

A ce stade, nous disposons de modèles de qualité que nous avons cherchés à améliorer. Nous avons vu que deux ensembles de techniques existent pour traiter des distributions non linéaires : les ajustements non-linéaire et la linéarisation des variables. C'est ce que nous avons voulu tester afin de voir si cela apportait une amélioration à notre modèle. Cette opération de linéarisation avait deux objectifs. Premièrement, se rapprocher des « canons » de la modélisation statistique : la linéarisation est préférée quand elle est possible, pour sa commodité d'application et de vérification et sa robustesse [FRONTIER *et al.*, 2001, p. 267]. Deuxième objectif : raffiner le modèle en intégrant une variable supplémentaire (le rayonnement) dans le cadre d'une fonction linéaire multiple.

3.4.5 Tentative de linéarisation et de régression multiple : principaux éléments

La linéarisation et le passage à la régression linéaire multiple n'ont pas apporté d'amélioration significative au modèle exposé ci-dessus. On ne rentrera pas dans les détails des analyses entreprises. Ces dernières sont présentées en Annexe 3. Toutefois, il semble important de commenter certains résultats car ils ont conforté le choix du type de modèle utilisé pour la cartographie des dépôts.

La linéarisation des variables a permis d'approcher la loi normale sans toutefois la vérifier véritablement (cf. droites de Henri en Annexe 3). Parce qu'il est assez courant, en géographie comme dans les sciences humaines et environnementales, de réaliser des tests sur des distributions « assez proches » de la loi normale²⁰², nous avons poursuivi les investigations dans cette voie car les nouveaux nuages de points ne présentent plus d'allure curviligne. On considère alors que les variables répondent aux critères pour l'établissement d'une régression multiple. Le but est d'intégrer une nouvelle variable : la rayonnement et de ne pas coupler distance euclidienne et distance-pente au sein de la distance-réelle, mais de conserver les deux termes, séparément.

Le rayonnement, une variable a priori intéressante. – Lors de l'immersion dans les données (fouille de données ou *data mining* [SANDERS, 2002, p. 23] de 2^{ème} phase), nous avons mis en évidence que la qualité du modèle (estimée par le r^2 des fonctions calculées) était bien corrélée à la quantité de rayonnement reçue (surtout en haute vallée d'Aspe). Il était donc

²⁰² HAGGETT [1973, p. 322] note que « *en pratique, plusieurs tests sont assez robustes pour être peu affectés par de faibles écarts par rapport à la loi normale ; des transformations approchées suffisent donc* ». FRONTIER *et al.* [2001, p. 264] voient dans les techniques de linéarisation la recherche d'une « *corrélacion entre x et y [qui] soit (au moins approximativement) linéaire* ». Enfin, VIGNERON [1997, p. 55] cherche à « *se rapprocher [...] d'une distribution normale* ».

intéressant d'intégrer cette variable au modèle, même si cela pose d'autres problèmes (on pense notamment à la moins bonne lisibilité du caractère spatial des prédicteurs, retranscrits en « durée » pour une meilleure logique d'intégration de l'action du rayonnement). Ainsi, cette seconde mouture du modèle aurait été fondée sur la relation existant entre l'âge de la masse d'air et la valeur de dépôt d'azote mesurée au point x . L'âge de la masse d'air est alors considérée comme la combinaison de plusieurs variables : la durée de transport, qui correspond à la distance à la route, et l'intensité du rayonnement solaire qui accroît ou réduit cette dernière selon son intensité puisque le rayonnement intervient comme un accélérateur ou un frein aux processus chimiques [BEY, 1997, p. 26].

Des résultats peu révélateurs. – La variable rayonnement n'apporte pas d'amélioration au modèle. S'il existe un lien entre la qualité du modèle et le rayonnement, il est difficile de savoir si le rayonnement agit sur la qualité des mesures ou sur les teneurs elles-mêmes. Enfin, les données de rayonnement dont nous disposons ne sont pas différenciées spatialement. Ces éléments expliquent les résultats décevants obtenus après l'ajout de cette variable. De fait, l'intérêt de la régression linéaire multiple par rapport au modèle non linéaire est d'ores et déjà largement compromis. Ajoutons à cela une forte corrélation entre les deux variables explicatives restantes (distance-pente et distance euclidienne) qui rendent l'interprétation du poids de chacun des régresseurs impossible ou très dangereuse²⁰³ [BEGUIN, 1979, p. 128-129] et l'intérêt de cette voie apparaît de plus en plus limité. Enfin, rappelons que la régression a été appliquée (comme cela se pratique souvent) à des variables *proches* de la loi normale. Pour toutes ces raisons, la régression linéaire multiple est une impasse vis-à-vis des objectifs fixés dans cette thèse²⁰⁴.

Ce paragraphe consacré à une impasse méthodologique a sa raison d'être. Il s'agit de montrer que l'utilisation du modèle non linéaire simple présenté plus haut résulte de choix basés sur des investigations poussées (même si les détails ne sont pas repris ici) et non la recherche de la facilité. C'est aussi lié à notre façon d'envisager la recherche. Nous préférons des solutions éprouvées et appliquées à bon escient aux techniques plus complexes utilisées sans justification et parfois en limite de validité. En ce sens, on rejoint tout à fait VIGNERON [1997, pp. 121-122] « *qui va volontairement à l'encontre d'une conception courante de l'application des statistiques au domaine de la géographie – qui fait*

²⁰³ Pour LEBART, MORINEAU et PIRON [1995, p. 223] : « *La régression constitue sans doute la méthode statistique la plus utilisée bien que sa portée et ses limites ne soient pas toujours bien connues. De ce fait, elle n'est pas toujours pratiquée à bon escient* ». VIGNERON [1997, p. 120] ajoute que « *L'abondance des variables explicatives n'apporte pas nécessairement d'éclaircissement et l'interprétation des résidus est délicate. Aux conditions d'application de la régression linéaire, il faut ajouter la nécessité d'indépendance de l'absence de colinéarité des régresseurs qui sont deux exigences difficiles à respecter* ». On note ici le caractère limite de la régression multiple calculée du fait de la forte corrélation entre nos deux variables explicatives.

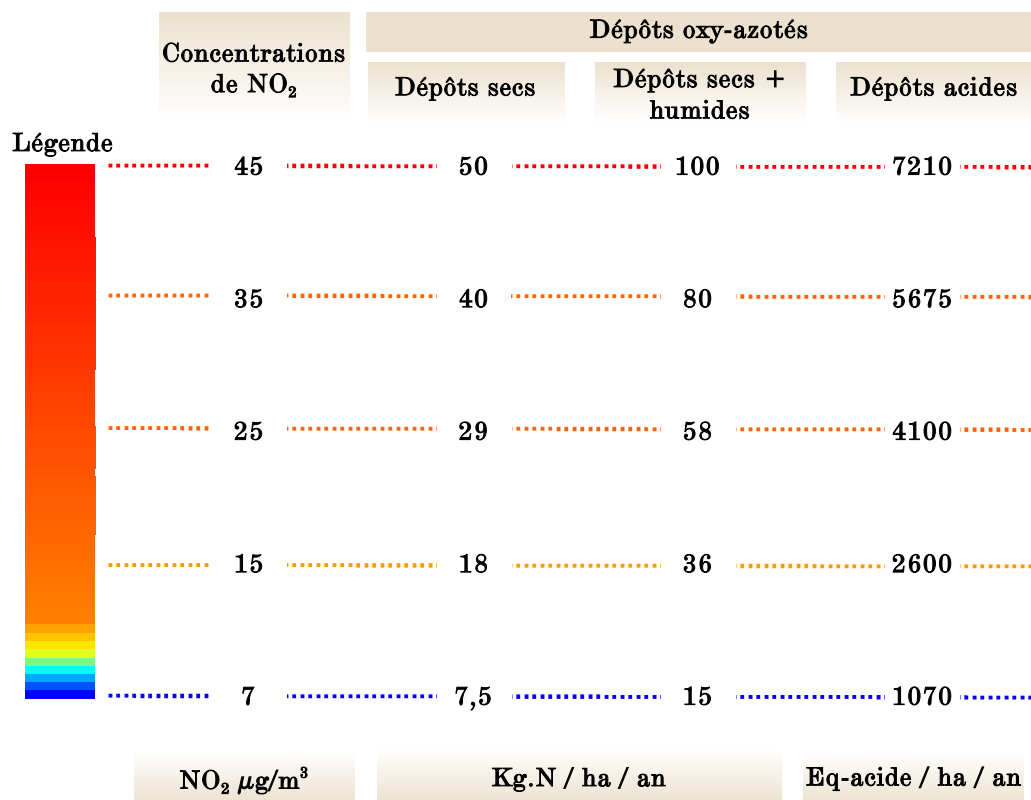
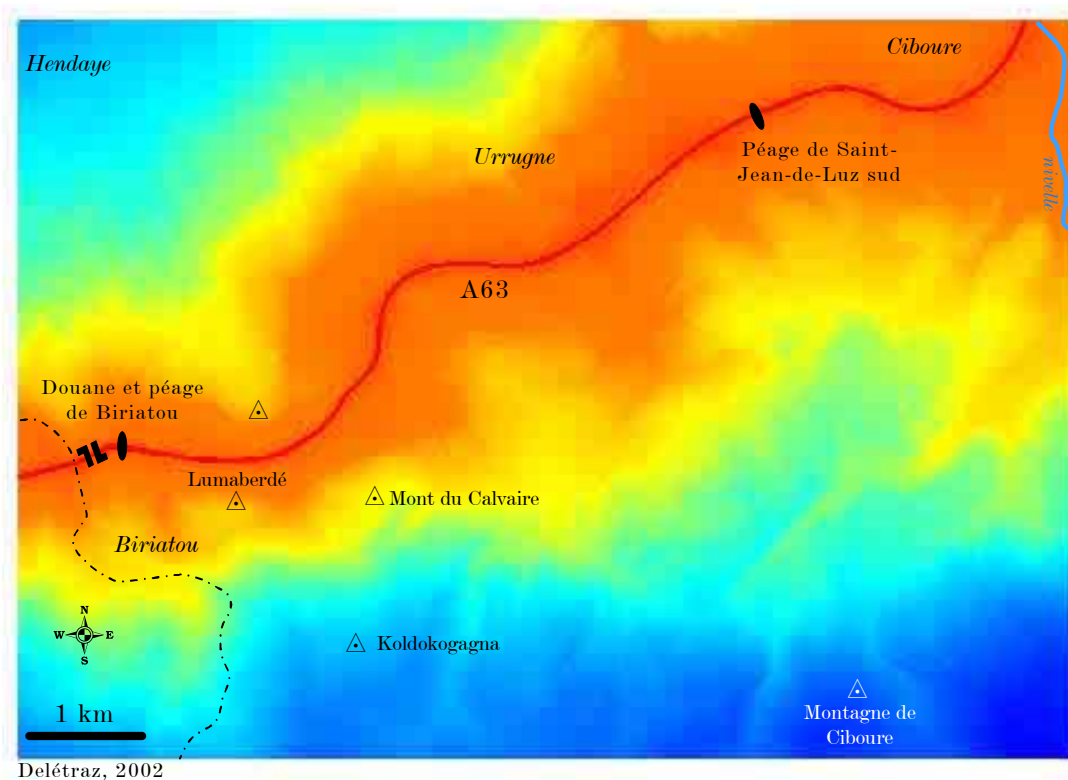
²⁰⁴ Ce qui ne signifie pas que cette technique ne puisse pas offrir de meilleurs résultats à des échelles de temps plus courtes et avec des données météorologiques plus nombreuses dans l'espace ; c'est même parfaitement envisageable.

grand usage de l'Analyse des données – [et qui] a pour objet de défendre l'idée que les problèmes géographiques décrits comme complexes peuvent, sans doute presque toujours, se ramener à des analyses d'associations de deux variables. Il s'agit donc de promouvoir, dans le champ de la discipline, des techniques éprouvées d'étude statistique de ces associations bien plus que de rechercher une sophistication toujours plus grande qui est souvent dangereuse et qui est certainement la cause de la faiblesse de la pratique statistique en géographie. [Ainsi], il ne paraît pas inutile d'encourager la simplicité et la rigueur méthodologiques ».

3.4.6 Application du modèle et réalisation des cartes de pollution (cartes d'aléa)

Nous appliquons les modèles aux deux vallées en retenant d'abord le modèle général, puis en mettant en évidence les différences entre ce modèle général et les valeurs obtenues avec les deux sous modèles locaux.

3.4.7 Modèle général pour Biriadou²⁰⁵

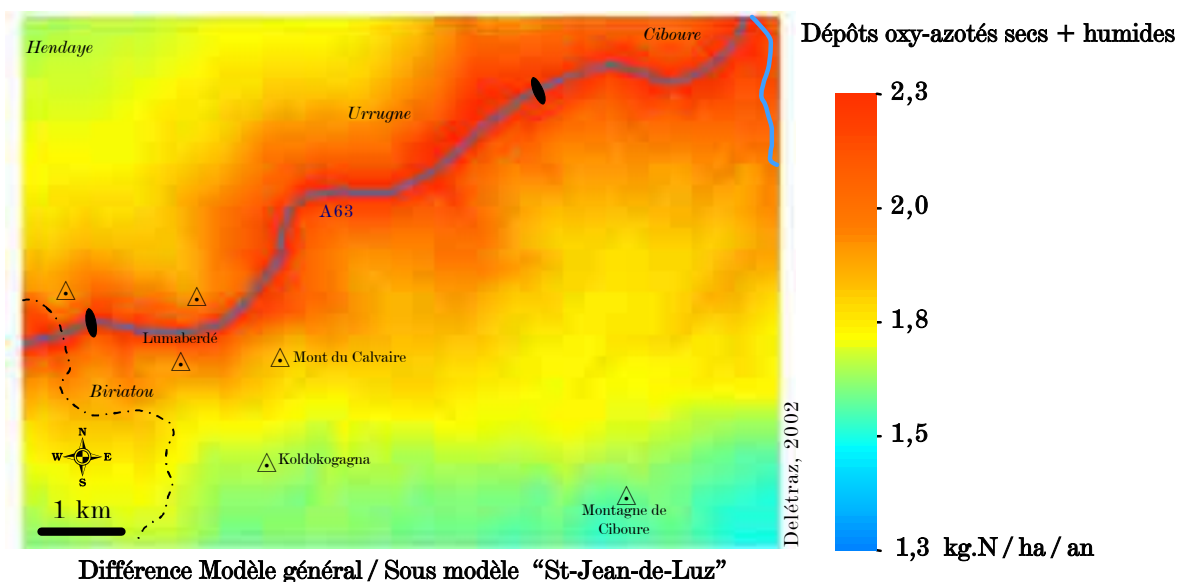
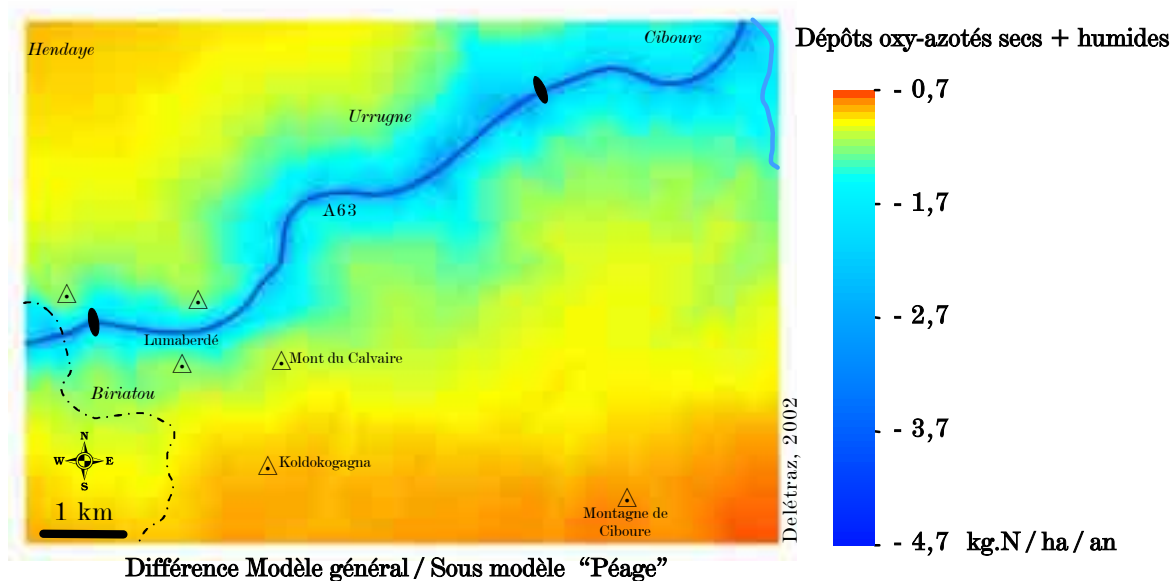


Carte 14 : Dépôts polluants azotés : concentrations NO₂, dépôts oxy-azotés secs, totaux (secs + humides), acides

²⁰⁵ Interpolation rectangulaire, sous VERTICAL MAPPER®, taille du pixel : 10 (en mètres) ; diamètre de recherche : 200 (en mètres).

La Carte 14 présente les niveaux de pollution exprimés selon quatre unités : concentrations en dioxyde d'azote, dépôts oxy-azotés secs puis secs et humides, enfin, dépôts oxy-azotés en équivalent-acide. D'une manière générale, les dépôts oxy-azotés totaux (secs + humides) varient entre 100 kg.N/ha/an à proximité immédiate de l'A63 et 15 kg.N/ha/an dans les secteurs les plus éloignés du site étudiés.

3.4.8 Différences entre le modèle général et les sous-modèles locaux pour Biriattou



Carte 15 : Différences entre le modèle général et les sous modèles locaux (Biriattou)

Le modèle général est un compromis entre les résultats obtenus aux deux sous-secteurs : la zone du péage de Biriadou et celle du péage de Saint-Jean-de-Luz. Avec le sous-modèle « péage de Biriadou », les dépôts estimés sont plus importants au niveau de la chaussée (de près de 5 kg.N/ha/an) mais la différence est très vite réduite avec l'éloignement à la route. Les estimations du sous-modèle « Saint-Jean-de-Luz » sont plus proches du modèle général (différence de 2,3 kg.N/ha/an au maximum) mais ce décalage est plus homogène dans l'espace. Les dépôts estimés par le modèle général sont – sur l'ensemble du secteur – de 1,3 à 2,3 kg.N/ha/an supérieurs. Ainsi, des différences existent bien en fonction des sous-secteurs d'analyse. Toutefois, rappelons que les dépôts autour de l'A63 s'échelonnent entre 15 et 100 kg.N/ha/an et que les variations évoquées à l'instant sont minimales dans les deux cas : moins de 5% de différence.

3.4.9 *Modèle général pour la vallée d'Aspe*²⁰⁶

La Carte 16 présente les niveaux de pollution exprimés selon quatre unités pour la vallée d'Aspe. D'une manière générale, les dépôts oxy-azotés totaux (secs + humides) varient entre 15 kg.N/ha/an à proximité immédiate de la RN134 et 3 kg.N/ha/an dans les secteurs les plus éloignés du site étudiés.

On note l'écart considérable qui sépare la vallée d'Aspe (3 à 15 kg.N/ha/an) et le passage de Biriadou (15 à 100 kg.N/ha/an). Cette différence correspond à peu près aux différences de trafic : 12 000 VL + 7 600 PL TMJA²⁰⁷ à Biriadou contre 3 000 VL + 300 PL TMJA à Sarrance, soit des facteurs variant entre 4 et 7 pour ces différents éléments (sauf trafic PL, facteur 25).

	Biriadou	Vallée d'Aspe	Rapport
VL (TMJA)	12 000	3 000	4
PL (TMJA)	7 600	300	25,3
Dépôt mini du secteur	15	3	5
Dépôt maxi du secteur	100	15	6,6

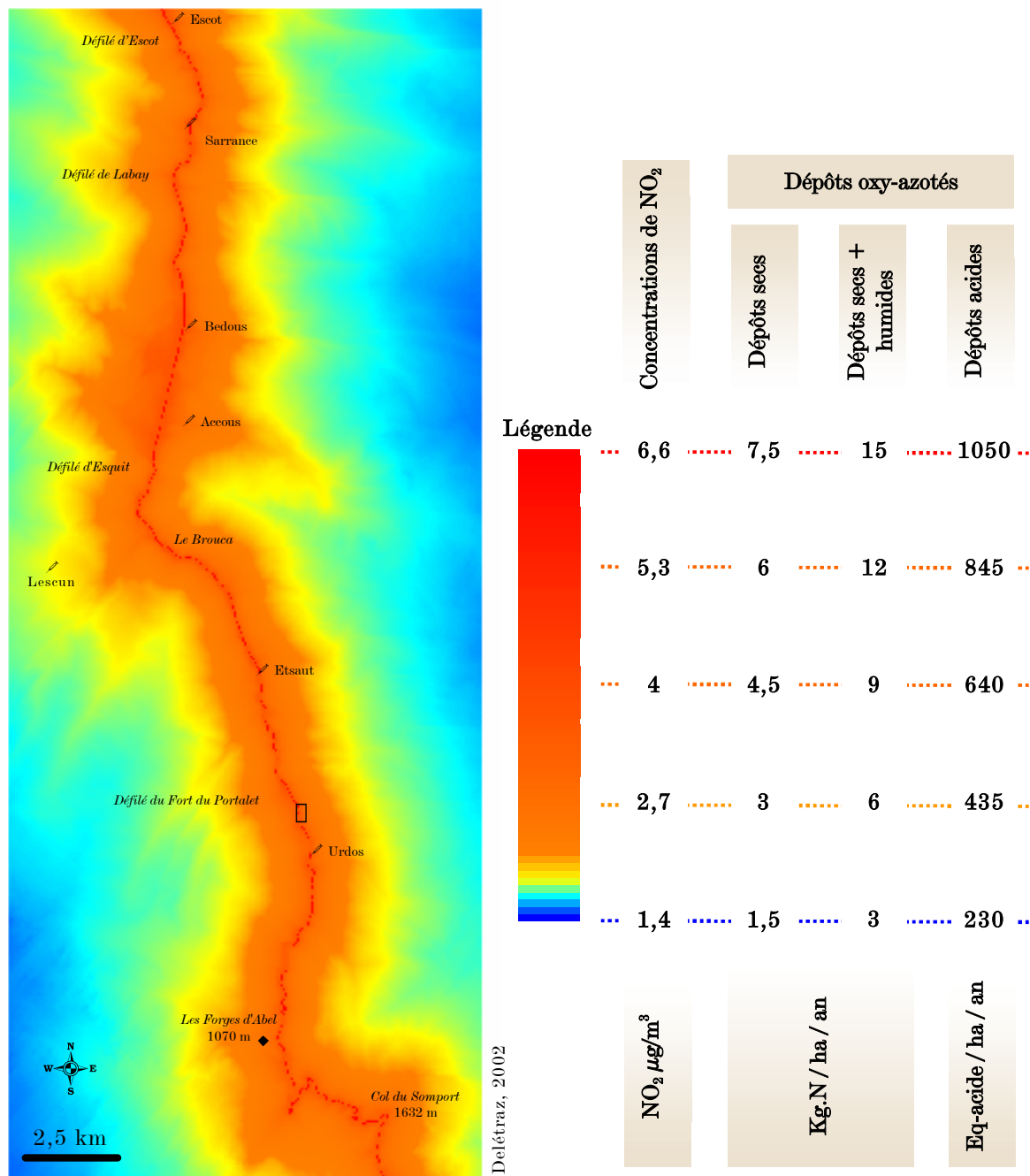
Tableau 39 : Rapports entre dépôts polluants et trafics de Biriadou et de la vallée d'Aspe

Ainsi, la différence de rapport entre les trafics et les niveaux de pollutions semble cohérent. Toutefois, le fait que le nombre de PL soit plus de 25 fois inférieur en vallée d'Aspe (et même plus au niveau du franchissement de la frontière) pourrait laisser penser à un rapport plus élevé entre les niveaux de pollution. Or, on ne mesure pas 25 fois moins de

²⁰⁶ Interpolation rectangulaire, sous VERTICAL MAPPER®, taille du pixel : 25 (en mètres) ; diamètre de recherche : 500 (en mètres).

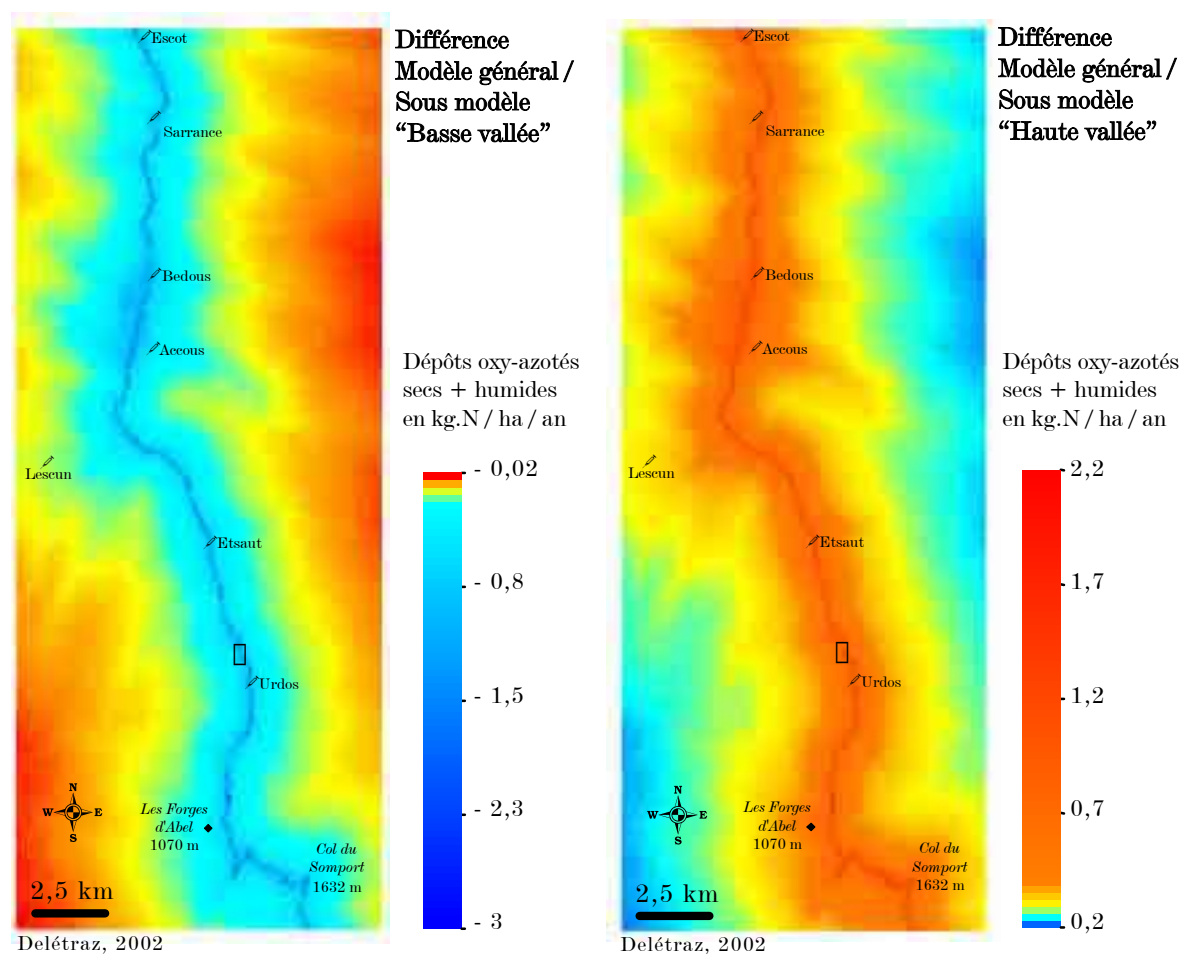
²⁰⁷ Trafic Moyen Journalier Annuel 2000.

dépôts en vallée d'Aspe, mais 5 à 7 fois moins. Cela constitue un élément nouveau en faveur de l'idée que la pollution est moins bien dispersée en vallée d'Aspe qu'à Biriadou et qu'à émissions unitaires égales, les concentrations et dépôts sont plus importants dans les environnements aux caractéristiques montagnardes marquées.



Carte 16 : Dépôts polluants azotés : concentrations NO₂, dépôts oxy-azotés secs, totaux (secs + humides), acides

3.4.10 Différences entre le modèle général et les sous-modèles locaux pour la vallée d'Aspe



Carte 17 : Différences entre le modèle général et les sous modèles locaux (vallée d'Aspe)

Avec le sous-modèle « basse vallée », les dépôts estimés sont plus importants au niveau de la chaussée (3 kgN/ha/an) mais la différence est très vite réduite avec l'éloignement à la route. Les estimations du sous-modèle « haute vallée » sont inférieures à celles du modèle général (différence de 2,2 kgN/ha/an au maximum). Comme à Biriato, des différences existent bien en fonction des sous-secteurs d'analyse ; elles sont toutefois plus marquées. Les dépôts autour de la RN134 varient de 3 à 15 kgN/ha/an. Les différences évoquées représentent de fait, dans le pire des cas, des variations de l'ordre de 20% (localisées à grande proximité de la chaussée). Ceci s'explique par le fait que la vallée d'Aspe constitue un secteur d'étude beaucoup plus vaste que le celui de Biriato et que les conditions sont plus hétérogènes.

3.5 Limites et améliorations envisagées pour l'évaluation de l'aléa. Vers une généralisation du modèle ?

La principale limite de la modélisation proposée est qu'elle ne permet pas (encore) la généralisation à n'importe quel site. Le modèle reste tributaire de l'existence de données de terrain. Cet ancrage au terrain est à la fois un frein (difficulté à exporter le modèle à d'autres échelons spatiaux) et un atout (fiabilité du modèle). Toutefois, il faut garder à l'esprit qu'un modèle n'est jamais qu'une représentation plus ou moins proche de la « réalité », une estimation du phénomène de pollution azotée issue des transports routiers. Aussi, il s'agit de ne pas confondre précision des chiffres et précision de l'estimation. Les valeurs définies à la cinquième décimale doivent être vues comme le résultat très précis d'un modèle dont le pouvoir explicatif (et prédictif) est de l'ordre de 80% (cf. § 3.4.3 Ajustement à un modèle non linéaire, p. 274).

Vers une généralisation du modèle ? – Les niveaux de pollution azotée d'un site quelconque sont déterminés par deux éléments principaux : le niveau du trafic et les conditions de dispersion. La modélisation telle qu'elle a été envisagée jusqu'à présent dans cette thèse est un outil de généralisation de l'information géographique qui ne va pas au-delà de l'échelle des sites étudiés. Les modèles mis en œuvre intègrent indirectement le niveau de trafic par la mesure en elle-même. Ainsi, le coefficient a du modèle²⁰⁸ intègre le niveau général de pollution et est propre à chaque site. A cette valeur de départ s'applique un coefficient de décroissance dont on a remarqué le caractère relativement homogène entre les sites (cf. Figure 39, p. 280) : le terme X^b des modèles, fonction de la distance-réelle.

Cette première étape a permis de produire de l'information géographique, de généraliser des données à l'échelle locale. L'étape suivante voudrait que le modèle permette la généralisation de l'information à tout autre site (montagnard). Il s'agirait alors de fixer le coefficient a des modèles à partir des données de trafic. Plus précisément, c'est la quantité d'émission polluante, estimée via le logiciel IMPACT-ADEME[®] à partir des données de trafic qui devrait être utilisée²⁰⁹.

²⁰⁸ Fonction puissance de type : $Y = a.X^b$.

²⁰⁹ Le trafic n'est pas directement représentatif du niveau d'émission. Les émissions sont en effet fonction du nombre de véhicules, mais aussi de leurs caractéristiques (répartition des types de véhicule et de motorisation) et des conditions de circulation (vitesse moyenne, pente de la route, etc.). L'ensemble évolue dans le temps, parallèlement au renouvellement, à la modernisation du parc automobile. L'utilisation des émissions estimées par IMPACT-ADEME[®] est donc bien plus rigoureuse que l'utilisation des données brutes de trafic. Elle permet de réfléchir « toute chose égale par ailleurs ». Néanmoins, les modèles d'émissions ont aussi leurs propres limites. Une présentation de ces aspects a été présentée dans le premier chapitre de cette thèse (cf. § 1.3.8 Comment mesure-t-on les émissions unitaires des véhicules ? Quelles sont les limites d'utilisation des modèles qui en sont issus ?, p. 101).

Pour l'heure, le nombre de données est encore trop faible pour permettre cette généralisation mais le modèle d'estimation de la pollution azotée qui pourrait découler d'une augmentation du nombre de valeurs disponibles constituerait un modèle empirique qui offrirait un moyen de comparaison et une alternative aux modèles dynamiques des physico-chimistes, pas toujours très adaptés aux topographies complexes.

Ainsi, nous avons réalisé des cartes de vulnérabilité à l'eutrophisation et à l'acidification pour l'ensemble des écosystèmes présents sur les sites étudiés. Nous avons ensuite élaboré des cartes d'aléa présentant les niveaux de pollution, spatialement continus. A ce moment de la chaîne de traitement, il est enfin possible de déterminer les valeurs de dépassements des charges critiques et niveaux critiques.

4 *Cartographier le risque environnemental*

La cartographie des dépassements constitue les cartes de risques environnementaux auxquelles il nous importait de parvenir. Il s'agit de l'étape finale du volet méthodologique de cette thèse. Ces cartes de risque environnemental sont nécessaires pour permettre d'établir le bilan des incidences de la pollution azotée émise par le trafic routier pour les écosystèmes de montagne. Ce bilan environnemental sera établi dans le chapitre suivant : les cartes présentées (résultats finaux) ici ne seront donc que très succinctement commentées.

On présentera successivement les cartes de dépassements des charges critiques d'acidité, puis les cartes de dépassement des charges critiques azotées, enfin, le dépassement des valeurs limites des concentrations de NO_x .

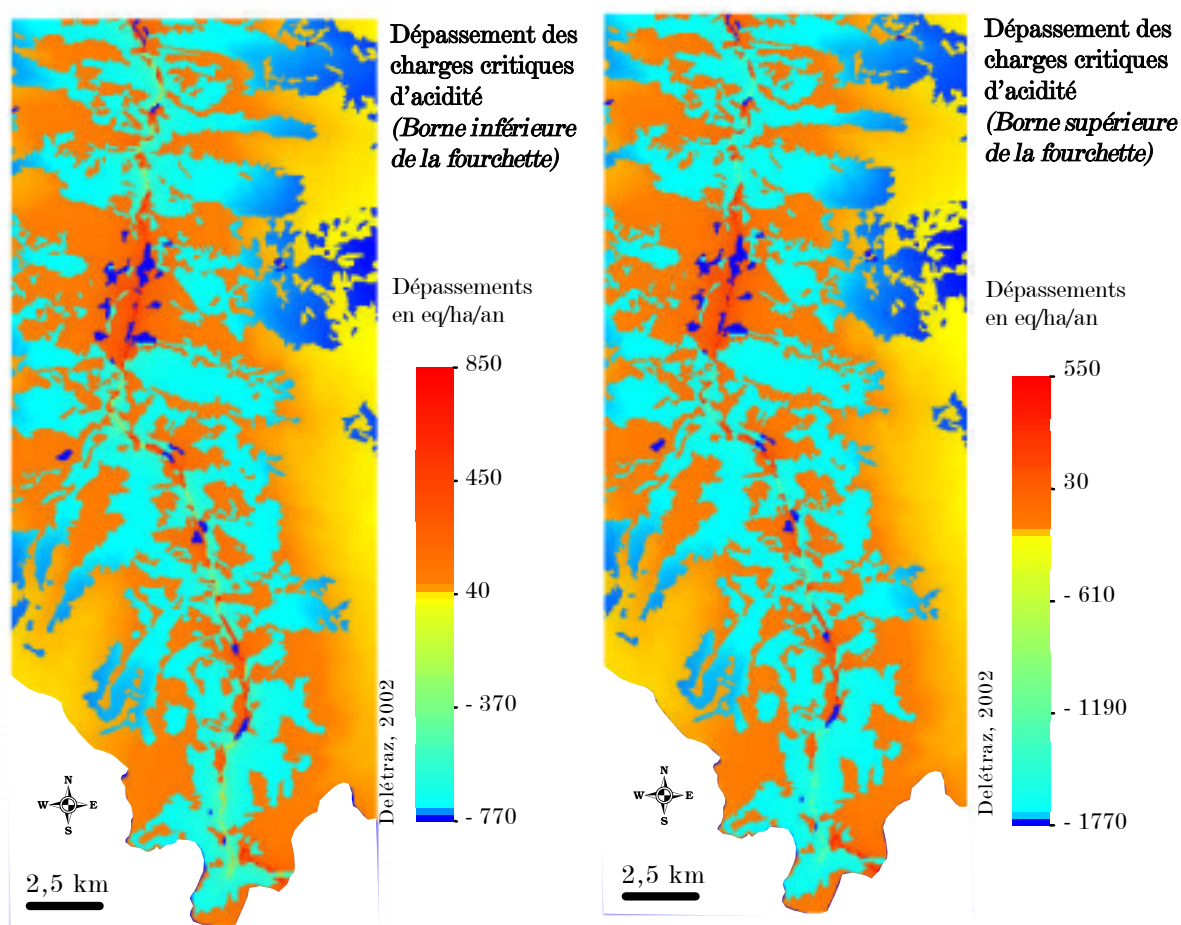
Pour la présentation des résultats, nous avons pris le parti de représenter l'ensemble de la gamme des valeurs obtenues. Les valeurs négatives les plus basses correspondent aux secteurs les moins en danger (il reste un intervalle de sécurité avant l'atteinte des seuils critiques). Ces valeurs sont représentées au même titre que les valeurs positives qui correspondent aux zones à risques (dépassements de la valeur limite).

Ce choix rend parfois difficile la distinction entre zones à risques et zones épargnées. C'est pour cela que nous annonçons tout de suite que de nouvelles représentations seront proposées, plus adaptées à l'évaluation du risque, dans le chapitre suivant. Seuls les secteurs où il y a dépassement seront alors représentés. Le reste de l'espace restera blanc, que la marge de sécurité soit faible (valeur proche de zéro) ou importante (valeur fortement négative).

4.1 Dépassement des charges critiques d'acidité

4.1.1 Vallée d'Aspe

En vallée d'Aspe, les charges critiques d'acidité sont constituées d'une valeur haute et d'une valeur basse. Deux cartes présentent les niveaux de dépassements selon qu'on utilise l'une ou l'autre de ces valeurs.

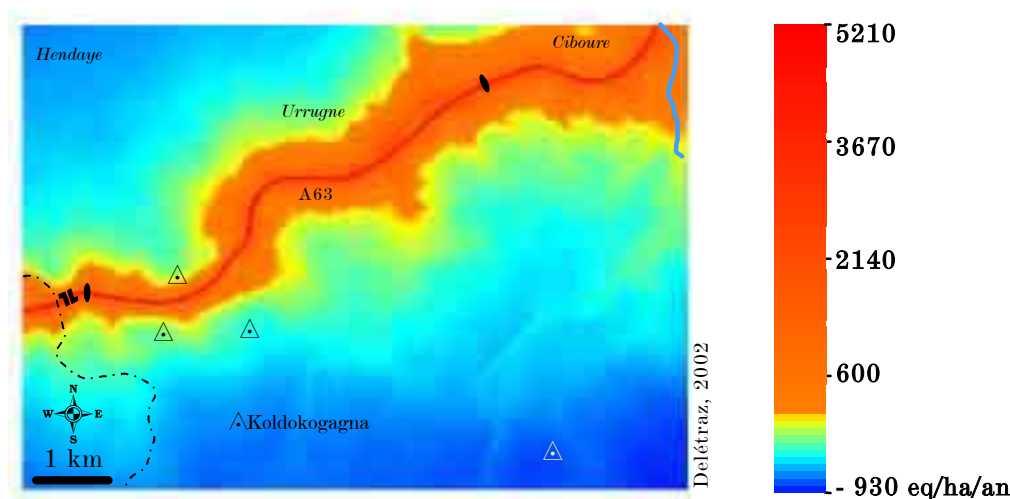


Carte 18 : Dépassements des charges critiques d'acidité en vallée d'Aspe (bornes supérieure et inférieure de la fourchette)

Les dépassements couvrent des superficies conséquentes, même avec les valeurs supérieures des fourchettes, constituées essentiellement de prairies et d'alpage.

4.1.2 Biriadou

Pour Biriadou, l'ensemble du secteur est peu vulnérable : valeur critique à 2000 eq/ha/an (\Leftrightarrow 2 keq/ha/an). Il n'existe pas d'hétérogénéité spatiale vis-à-vis de ce critère (valeur élevée pour l'ensemble du secteur). Malgré le haut niveau de la charge critique, les dépassements ont lieu sur quelques centaines de mètres de part et d'autre de la route (teintes jaunes à orangées).

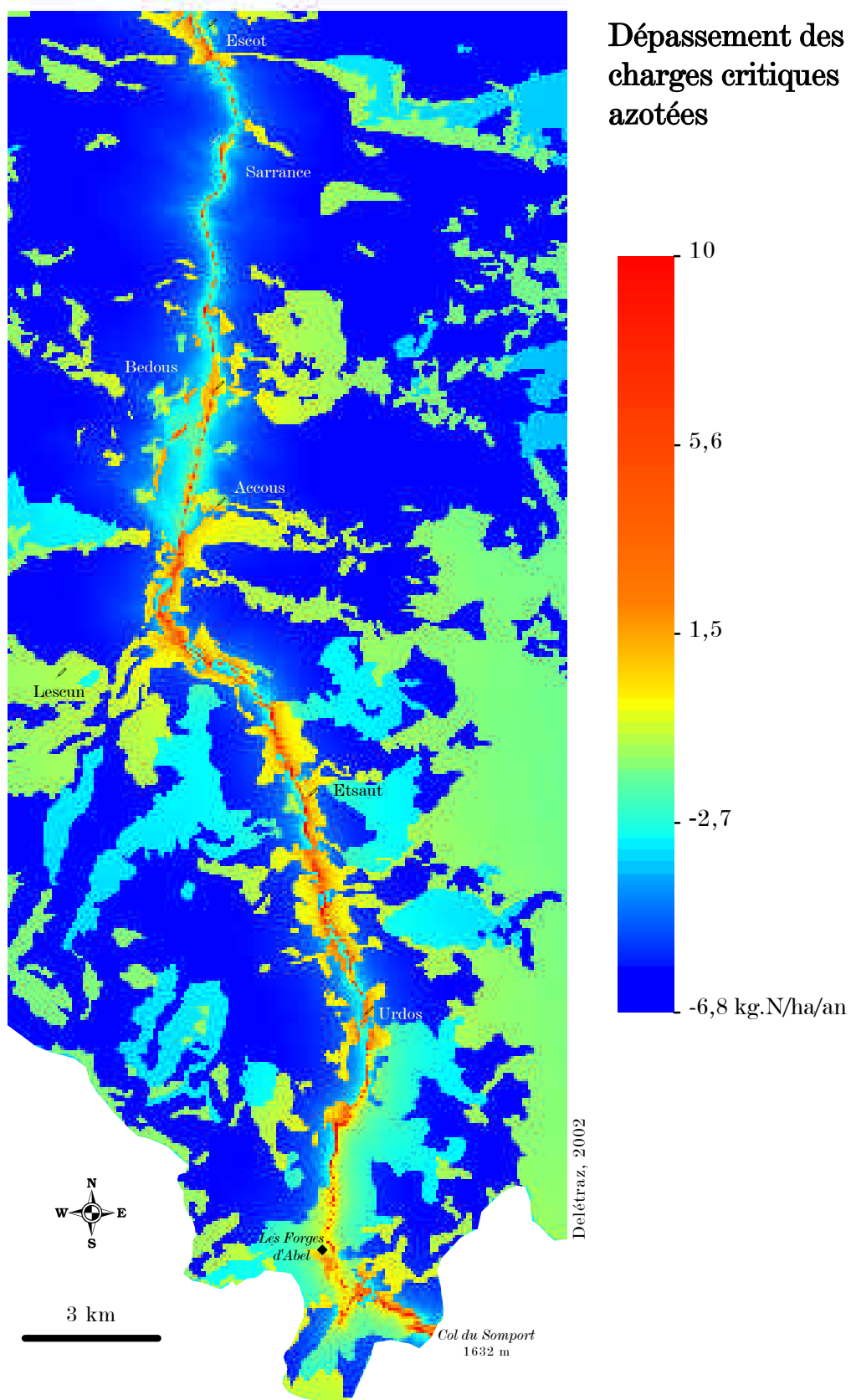


Carte 19 : Dépassements des charges critiques d'acidité à Biriadou

4.2 Dépassement des charges critiques azotée (eutrophisation)

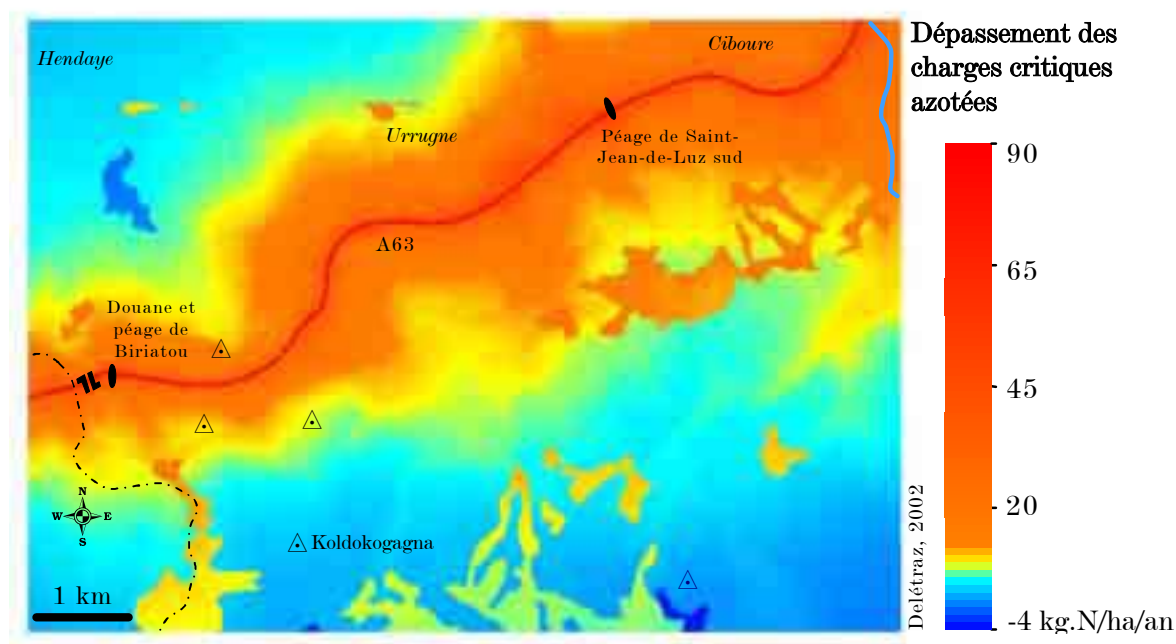
Concernant les dépassements de charges critiques azotées, on observe à nouveau une forte disparité entre la vallée d'Aspe où les dépassements les plus importants n'excèdent pas 10 kgN/ha/an et le passage Basque où l'on observe au contraire des dépassements très importants : jusqu'à 90 kgN/ha/an à grande proximité de la chaussée, mais fréquemment 20 kgN/ha/an jusqu'à plus d'un kilomètre dans les secteurs les plus plats. On observe très bien l'effet du relief sur la partie Ouest (péage) qui bloque la dispersion sauf au niveau des talwegs.

4.2.1 Vallée d'Aspe



Carte 20 : Dépassements des charges critiques azotées en vallée d'Aspe

4.2.2 Biriadou



Carte 21 : Dépassements des charges critiques azotées à Biriadou

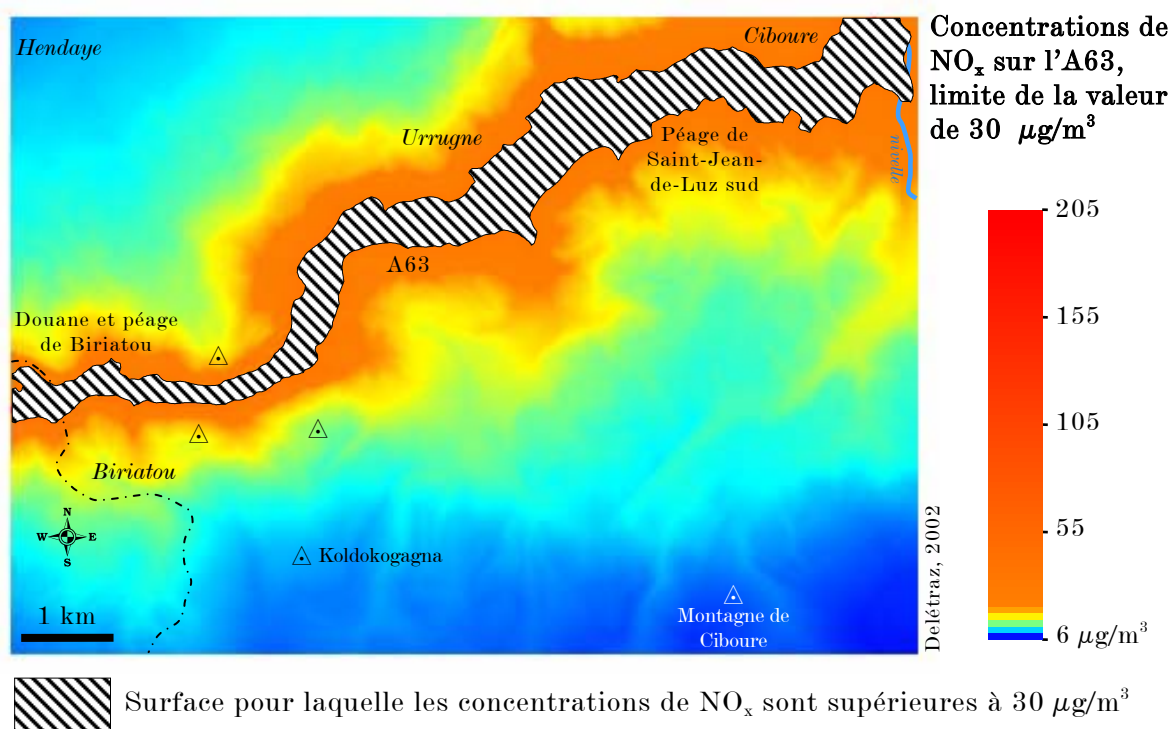
4.3 Dépassement des niveaux critiques d'oxydes d'azote (NO_x) dans l'air

Depuis la Directive européenne 1999/30 du 22 avril 1999 (mise en application le 19 juillet 2001), transposée en droit français par le décret 2002-213 du 15 février 2002, la « valeur limite pour la protection de la végétation » est fixée à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_x en moyenne annuelle.

4.3.1 Vallée d'Aspe

Nous ne présentons pas de carte pour la vallée d'Aspe où le seuil de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ n'est strictement dépassé qu'au niveau de la chaussée elle-même.

4.3.2 Biriadou



Carte 22 : Dépassements du seuil de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_x à Biriadou

La portion d'autoroute étudiée dans ce secteur est longue de 11,4 km. Selon les estimations des concentrations de NO_x effectuées à partir des mesures de terrain (concentrations en NO_2), c'est un espace de $5,9 \text{ km}^2$ qui voit les teneurs de NO_x dans l'air dépasser le seuil pour la protection de la végétation (zone hachurée sur la Carte 22). Le même calcul effectué pour un territoire plus vaste pourrait s'avérer édifiant, sans oublier que les espaces affectés par les dépôts acides et/ou eutrophisants sont plus vastes (cf. cartes précédentes). Le seuil des $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est dépassé sur 300 à 400 m de part et d'autre de la chaussée dans les secteurs où la dispersion n'est pas entravée (secteur Est de la carte, Saint-Jean-de-Luz) ; cette distance est fortement réduite vers le péage de Biriadou où la dispersion est contrainte par les montagnes de Lumaberdé et du Calvaire entre autre (100 m de part et d'autre). La question du relief comme frein à la dispersion va être approfondie dans le paragraphe suivant.

5 *Influence des caractéristiques topographiques sur la dispersion*

5.1 **Evaluation des capacités dispersives d'un site**

La cartographie des risques environnementaux (eutrophisation et acidification) induits par les rejets azotés du trafic routier en montagne a permis leur quantification et leur localisation. Rappelons que ces risques sont directement liés aux caractéristiques des sites étudiés, notamment la quantité de véhicules générant un volume d'émissions plus ou moins important et la sensibilité intrinsèque des écosystèmes traversés. L'outil cartographique permet donc de proposer un bilan quantitatif. A ce stade, la comparaison entre les sites intègre les caractéristiques de chacun d'eux de façon globale, même si l'on distingue deux ensembles : la vulnérabilité environnementale et les niveaux de pollution. Ces derniers sont la résultante de divers paramètres : le trafic en premier lieu, associé aux conditions de circulation (pente, vitesse) ; intervient en second lieu la capacité de dispersion de la pollution. Cette dispersion a été cartographiée et nous avons montré l'importance des variables spatiales dans les processus en jeux. Pour autant, la question des disparités spatiales vis-à-vis de la dispersion de polluants reste sans réponse, ni ébauche de réponse. Les sites ont-ils tous le même potentiel dispersif vis-à-vis des concentrations de polluants dans l'air ? Pour répondre à cette question, un indicateur a été mis au point. Après avoir présenté cet indicateur et les valeurs obtenues pour Bariatou et la vallée d'Aspe, nous discuterons de l'importance du caractère montagnard dans la capacité d'un lieu à disperser la pollution. Nous finirons par l'analyse des modulations de cet indicateur induites par les conditions météorologiques.

5.1.1 *L'Indicateur Comparatif de Pollution (ICP)*

Pour évaluer l'aptitude environnementale des sites à disperser les émissions, les uns par rapport aux autres, un Indice Comparatif de Pollution a été élaboré. L'Indice Comparatif de Pollution, ou ICP, est basé sur le rapport entre les concentrations observées et les émissions théoriques estimées par le logiciel IMPACT-ADEME[®]. Il permet ainsi d'établir une hiérarchie suivant que la pollution observée est proche ou éloignée des quantités émises. Il permet de faire apparaître le poids des éléments spatiaux (topographie, micro-climat) entre les sites ou pour un même site (haute et basse vallée par exemple) en tenant compte des différences de vitesse, de pente, de trafic. Ce poids des éléments spatiaux est reflété par cet indice qui caractérise, en conséquence, la capacité plus ou moins forte de dispersion d'un

site. Cet indice peut également être utilisé pour mettre en évidence les variations temporelles des conditions de dispersion d'un même site. Ses variations horaires, quotidiennes ou hebdomadaires traduisent alors essentiellement l'incidence des différences météorologiques locales [ETCHELECOU, 1999c, p. 3].

L'ICP se calcule sur une période donnée et peut se traduire de plusieurs façons. Par exemple : (a) on peut exprimer la quantité de polluants devant être émise pour atteindre une certaine concentration dans l'air ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par exemple) [ETCHELECOU *et al.*, 2001, pp. 26-31] ; (b) on peut exprimer le rapport entre la concentration observée et les émissions théoriques²¹⁰. C'est ce rapport que nous utiliserons ici. Ainsi,

$$ICP = \frac{\text{Concentration de } NO_x \text{ en } \mu\text{g}/\text{m}^3}{\sum \text{Emissions unitaires estimées des véhicules}}$$

Un indice faible indique une forte capacité du site à disperser la pollution, un indice fort une faible capacité ; on note que le niveau de pollution en lui-même n'est pas représenté par cet indicateur. L'ICP exprime la capacité de dispersion, sans référence aux teneurs en elles-mêmes.

5.1.2 Le calcul de l'ICP

Estimer les émissions polluantes des véhicules. – Il est possible d'estimer les émissions théoriques grâce au logiciel IMPACT-ADEME[®] qui calcule les valeurs d'émissions de divers polluants pour chaque type de véhicule, de motorisation, selon la pente et la vitesse. Il se base sur les valeurs d'émissions unitaires réunies dans le cadre de divers programmes de recherche Européens tels que COST 319, MEET et la méthodologie COPERT II²¹¹ [NOPPE, 1998, p. 90]. Les limites de cet outil ont été assez longuement discutées dans la première partie de cette thèse : connaissance incomplète du parc des véhicules légers, surtout des véhicules poids lourds, et des émissions unitaires (cf. § 1.3.8 Comment mesure-t-on les émissions unitaires des véhicules ? Quelles sont les limites d'utilisation des modèles qui en sont issus ? p. 101) ; on ne reviendra pas ici sur ces aspects. De fait, connaissant le trafic (dans les deux sens de circulation), la force et le sens de la pente (montée ou descente) ainsi que la vitesse moyenne des véhicules, le logiciel fournit les émissions en

²¹⁰ Dans les deux cas, les émissions théoriques peuvent également être traduites par un « nombre équivalent de VL (véhicules légers) à une vitesse donnée ». Dans certains cas cette expression peut faciliter la transposition à la « réalité ».

²¹¹ COST 319 : Coopération scientifique et technique (Commission économique pour l'Europe des Nations Unies) ; MEET : Methodologies for estimating air pollutant emissions from transport ; COPERT : Computer programme to calculate emissions from road transport.

grammes de NO_x pour les différents véhicules, compte tenu d'une distribution type de véhicules (répartition PL/VL, diesel/essence).

Nécessité d'estimer les concentrations en NO_x au niveau de la chaussée. – Les mesures utilisées ici ne sont plus celles des capteurs passifs (une valeur par semaine) mais les concentrations de NO₂ mesurées quotidiennement par les préleveurs séquentiels, au niveau de la chaussée, pour deux sites lors de chaque campagne : les péages de Biriadou et de Saint-Jean-de-Luz sud (commune d'Urrugne) pour le site de Biriadou (mai-septembre 1998) ; les villages de Sarrance et Urdos pour la vallée d'Aspe (avril-août 1999). On renvoie au § pour les détails météorologiques. On note que les émissions théoriques calculées par le logiciel IMPACT-ADEME[®] ne distinguent pas le dioxyde d'azote NO₂ du monoxyde d'azote NO. Il est donc nécessaire de retranscrire les concentrations de NO₂ et valeur de NO_x. Pour ce faire, nous utilisons les rapports NO/NO₂ mesurés lors des campagnes de terrain effectuées avec l'analyseur SERES NO_x2000 qui distingue les deux composés. De cette manière, les concentrations en NO_x sont estimées sur les bases suivantes :

$$\text{NO}_x \text{ en } \mu\text{g}/\text{m}^3 = [\text{NO}_2 \text{ en } \mu\text{g}/\text{m}^3] + [\text{NO}_2 \text{ en } \mu\text{g}/\text{m}^3 \times a]$$

avec $a = 1,7$ à Biriadou et $a = 1,2$ en vallée d'Aspe. Ces coefficients correspondent aux rapports NO/NO₂ observés sur les deux sites avec l'analyseur en continu.

5.1.3 Les valeurs de l'ICP

Sur les bases de calcul présentées ci-dessus, les valeurs de l'ICP ont été calculées. Les valeurs quotidiennes pour les quatre sites de mesures ainsi que les données trafic, les concentrations, les émissions unitaires théoriques utilisées sont données en Annexe 6.

	<i>ICP NO_x</i>	
	Moyenne	Ecart-type σ
Sarrance	24.2	8,8
Urds	37.5	11,0
Moyenne Vallée d'Aspe	30.8	
Biriatou	5.0	2,6
St-Jean-Luz	8.9	3,9
Moyenne Biriatou	7.0	

Tableau 40 : Synthèse des valeurs de l'ICP pour les 4 sites étudiés

5.2 Les caractéristiques topographiques : le facteur explicatif essentiel

Rapport Urds / Sarrance	1,5
Rapport St-Jean-Luz / Biriatou	1,8
Site général : Rapport Aspe / Biriatou	4,4

Tableau 41 : Quelques rapports entre les ICP des différents sites étudiés

L'ICP NO_x est, en moyenne sur la période, de 7 pour Biriatou et de 30,8 pour la vallée d'Aspe. On remarque que l'ICP est près de 4,5 fois supérieur en vallée d'Aspe qu'à Biriatou, ce qu'on peut traduire de la façon suivante : en vallée d'Aspe, la pollution se disperse 4,5 fois moins bien qu'à Biriatou du fait de la topographie du site et des conditions météorologiques. Ce sont ces deux éléments qui font principalement varier l'ICP. Les conditions topographiques influencent très fortement la valeur de l'ICP et les conditions météorologiques modulent cette valeur mais sont secondaires. L'ordre de grandeur est avant tout lié à la topographie, comme le montre les valeurs obtenues pour les deux sites étudiés. En effet, les moyennes montrent des différences très significatives selon l'encaissement des sites : il est faible à Biriatou, beaucoup plus important en vallée d'Aspe,

notamment à Urdos (haute vallée), un peu moins marqué à Sarrance (basse vallée). Ces différences entre haute et basse vallée sont retranscrites par l'ICP : le site d'Urdos disperse 1,5 fois moins bien que celui de Sarrance.

La valeur de l'ICP se s'explique pas que par les caractéristiques topographiques du site. Des modulations existent, d'autant plus que l'encaissement est fort. Ainsi, on peut imaginer – en plaine – un ICP relativement stable à l'échelle quotidienne. Seules les variations saisonnières, par exemple l'accroissement de la fréquence des inversions thermiques ou des situations de stabilité atmosphérique avec l'arrivée de l'hiver, entraîneraient de véritables variations de l'ICP. Il semble en effet que plus le site est montagnard, plus les variations de l'ICP sont importantes : l'écart-type de la série Urdo est de 11, celle de Sarrance de 8,8 ; il est deux fois moindre à Saint-Jean-de-Luz (4) et à Biriadou (3). Ainsi, il semble que l'incidence des facteurs météorologiques, responsables de ces modulations de l'ICP, est d'autant plus forte que le site disperse mal (ou moins bien). Dans ces sites de moindre capacité dispersive, l'impact des conditions météorologiques entraîne une disparité plus forte des conditions. Ces dernières semblent beaucoup plus fluctuantes dans les environnements confinés.

Pour approfondir ce point, nous avons effectué une analyse multivariée afin de mettre en évidence les principales tendances et liaisons entre l'ICP et les conditions météorologiques.

5.3 Les modulations liées aux conditions météorologiques

5.3.1 Etude multivariée

5.3.1.1 Démarche

L'objectif étant de rechercher l'existence de relations entre l'ICP et plusieurs paramètres météorologiques, une analyse multivariée apparaît comme un outil bien adapté.

L'ensemble des données est traité par le biais d'une analyse factorielle en composante principale (ACP)²¹². “[Une ACP] permet d'extraire le maximum d'information sous une forme simple et cohérente à partir d'un ensemble très important de données et sert à mettre en évidence les interrelations entre les variables et les ressemblances et oppositions entre les unités géographiques analysées” [SANDERS, 1989, p. 17].

²¹² C'est la nature des variables qui détermine le type d'analyse multivariée : avec des variables quantitatives, l'ACP s'impose.

L'intérêt des analyses factorielles est qu'elles permettent de regrouper des individus dont les caractéristiques sont proches. Nos individus sont des journées affectées d'une qualité de dispersion (ICP) et de conditions météorologiques. Il s'agit donc de créer une typologie des journées constituant les quatre mois de mesures de notre campagne. La population globale est alors divisée en sous-populations homogènes de part leurs caractéristiques. Nous travaillons donc sur des "types de dispersion" (ICP faible ou fort).

Le logiciel MODALISA[®] 4.0 permet de créer une typologie à partir d'une analyse multivariée. Cette typologie étant notre but, nous n'analyserons pas en détail les résultats de l'ACP qui aura permis sa constitution. Nous nous attacherons plutôt à décrire les différents traitements subis par notre matrice de départ et les caractéristiques des groupes obtenus. Le schéma suivant résume les principales étapes de notre démarche.

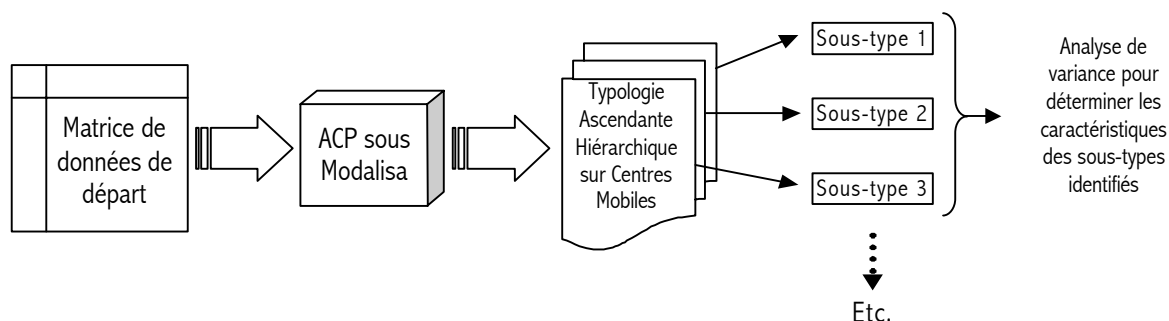


Figure 40 : Principales étapes pour la réalisation d'une typologie

5.3.1.2 Principes statistiques

L'Analyses en Composante Principale (ACP). – L'ensemble des individus de la matrice de données forme un nuage de points à plusieurs dimensions ; le nombre de dimensions correspond au nombre de variables utilisées. Dans notre cas, l'ACP se base donc sur un nuage de points dont chaque point représente une journée²¹³ pour laquelle toutes les variables sont renseignées, dans un nuage à 7 dimensions (puisque nous travaillons ici avec 7 variables, cf. infra).

Pour résumer l'information contenue dans ce nuage de points, ces derniers sont projetés sur des axes factoriels. *“Les axes factoriels sont déterminés de façon à rendre compte le mieux possible de la dispersion du nuage de points. [...] Le premier axe factoriel est celui qui prend en compte le maximum d'information, c'est l'axe de plus grande dispersion du nuage de*

²¹³ En fait, la même journée constitue 2 individus : la journée « haute vallée » et la journée « basse vallée » pour la vallée d'Aspe par exemple.

points. La quantité d'information portée par les facteurs est donc hiérarchisée [CHADULE, 1997, p. 137].

Ainsi, si l'on travaille sur l'ensemble des facteurs de l'ACP, toute l'information contenue par la matrice de départ est prise en compte. C'est ce que permet MODALISA[®] pour la création automatique de typologie : dans notre cas, cette opération est effectuée en prenant en compte les 7 facteurs de notre nuage, soit 100% de l'information existante. En effet, une création typologique suppose que soit définie une distance entre les éléments de l'ensemble à classer. Pour MODALISA[®], les repères pour le calcul des distances entre les individus sont constitués par leurs coordonnées sur les facteurs de l'ACP [KYNOS, 1996, p. 218].

La typologie sur centres mobiles (CM). – Ce mode de typologie se base sur le principe d'une agrégation progressive des individus aux centres de classe dont ils sont le plus proches. Après avoir défini le nombre de type que l'on souhaite obtenir, par exemple 4, MODALISA[®] tire au sort 4 individus distincts et regroupe, autour de chacun de ces 4 individus-type, les individus les plus proches [KYNOS, 1996, p. 143].

La typologie ascendante hiérarchique indicée (AH). – Pour ce type de classification automatique, un type est un ensemble d'individus présentant des "distances" proches entre eux. La variance intra-groupe est la plus faible possible pour maximiser l'homogénéité du groupe. Ce type de typologie est ascendante : on regroupe les individus les uns après les autres jusqu'au regroupement de l'ensemble des individus. Elle est hiérarchique : chaque association constitue un "noeud" dont la position dans l'arbre (dendrogramme) correspond au moment où l'agrégation a été effectuée. Enfin, elle est indicée : sur le dendrogramme, la distance relative entre deux noeuds de l'arbre représente la distance entre les centres de gravité de chaque type [KYNOS, 1996, p. 144] ; voir Figure 41.

Typologie ascendante hiérarchique sur centres mobiles (CMAH). – L'agrégation ascendante hiérarchique a tendance à construire des types contenant un ou quelques individus isolés [KYNOS, 1996, p. 102]. Il est intéressant de coupler ces deux modes de regroupement car en chainant les deux méthodes, on obtient une typologie plus équilibrée : les types sont d'abord construits selon la technique des centres mobiles. Une classification ascendante hiérarchique est ensuite lancée, traitant les centres de gravité de ces types comme ceux des individus de base.

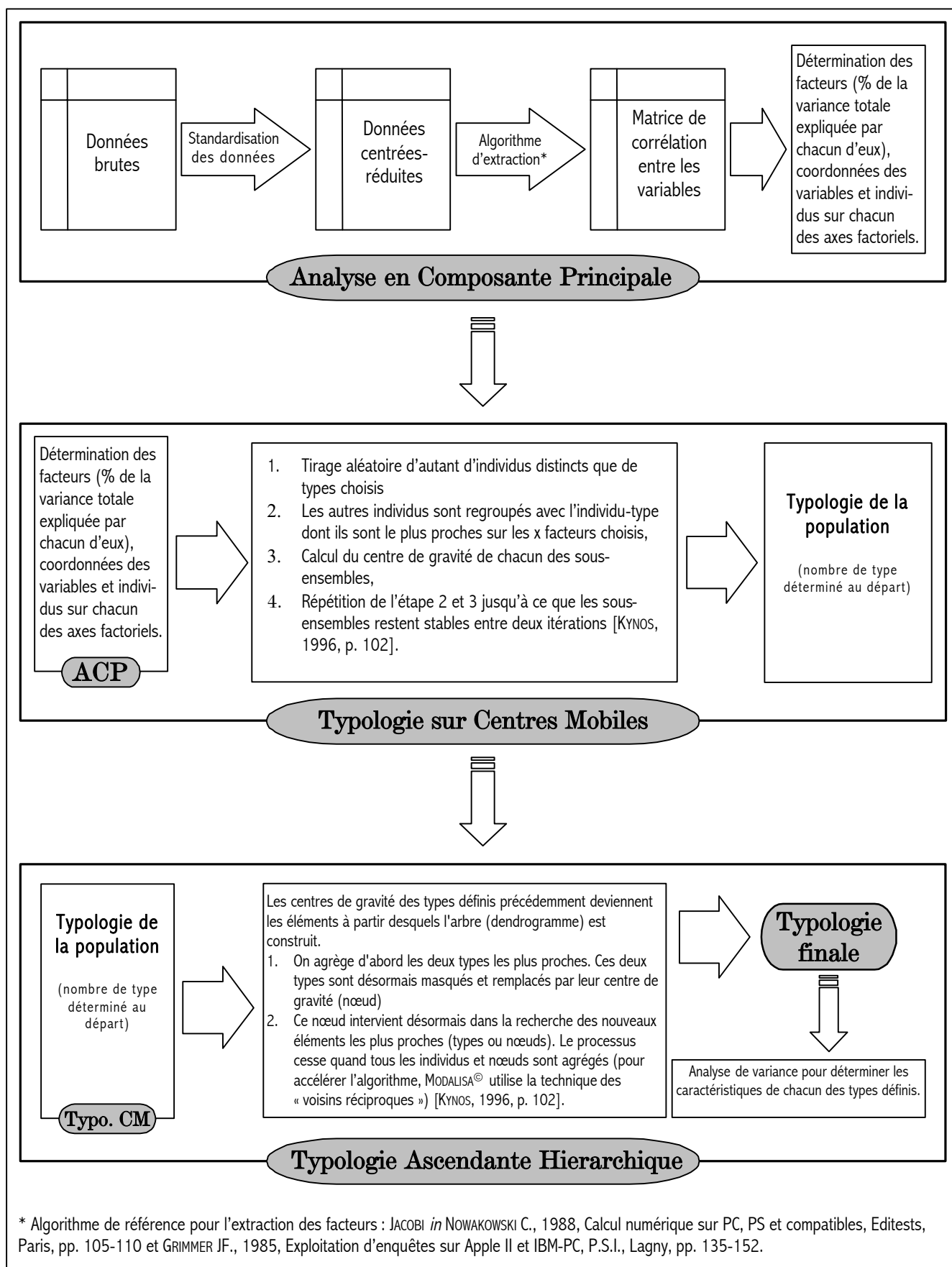


Figure 41 : Chaîne de traitement sous MODALISA® pour l'établissement d'une typologie des types de dispersion

5.3.1.4 Variables utilisées

Les variables retenues ont été limitées à une valeur par type de données météorologiques (une seule mesure de vent, de température, etc.) afin de limiter les redondances.

Les données météorologiques sont issues de la station CIMEL installée au péage de Biriadou et à Sarrance (cf. § 1.3.4 Mesures météorologiques, p. 161), sauf les données de précipitation, fournies par METEO-FRANCE : stations de Ciboure pour Biriadou et d'Accous pour la vallée d'Aspe.

Seuls les détails du traitement de la vallée d'Aspe sont présentés ici (variables plus riches, site *a priori* plus intéressant du point de vue des questions de dispersion). Le site de Biriadou est traité de la même manière. Seuls les résultats finaux sont repris dans le texte (détails en Annexe 9).

Les variables retenues pour la vallée d'Aspe sont : (a) ICP NOx : l'indice Comparatif de Pollution étant une variable quantitative continue indiquant la capacité d'un site à disperser la pollution, c'est en fonction d'elle que l'interprétation des résultats sera envisagée ; (b) Fm (Force moyenne du vent) : nous avons retenu la force de vent moyenne car les données relatives aux directions et aux vents les plus forts sont difficilement représentatives à l'échelle de la vallée ; (c) Tair (Température moyenne de l'air en °Celsius) : nous avons retenu la température moyenne, plus représentative que les minimas et les maximas) ; (d) UU : l'humidité relative est exprimée en% ; (e) Pluie Accous : précipitations mesurées à Accous par METEO-FRANCE en mm/jour ; (f) RayG (rayonnement global en J/cm²) en vallée d'Aspe uniquement et enfin, (g) la stabilité : trois modalités donnent une indication de l'état de la stabilité atmosphérique. La valeur 1 signifie un état de stabilité atmosphérique absolue pour toute la journée (blocages des mouvements ascendants), la valeur 2 décrit une stabilité partielle (une partie de la journée seulement) et la valeur 3 correspond à une instabilité absolue tout la journée (aucun blocage vertical de l'atmosphère). Le traitement aboutissant à cette classification est exposé en Annexe 10. Cette variable n'est disponible que pour la vallée d'Aspe (cf. § 1.3.4.2 Mesure de la stabilité atmosphérique, p. 163) pour le détail du protocole de mesure) où sept thermomètres enregistreurs étagés en altitude ont été mis en place à cet effet. Les données détaillées sont exposées en Annexe 7. Il n'y a pas de mesures correspondantes à Biriadou où cette variable est remplacée par l'écart thermique (T max. – T min.).

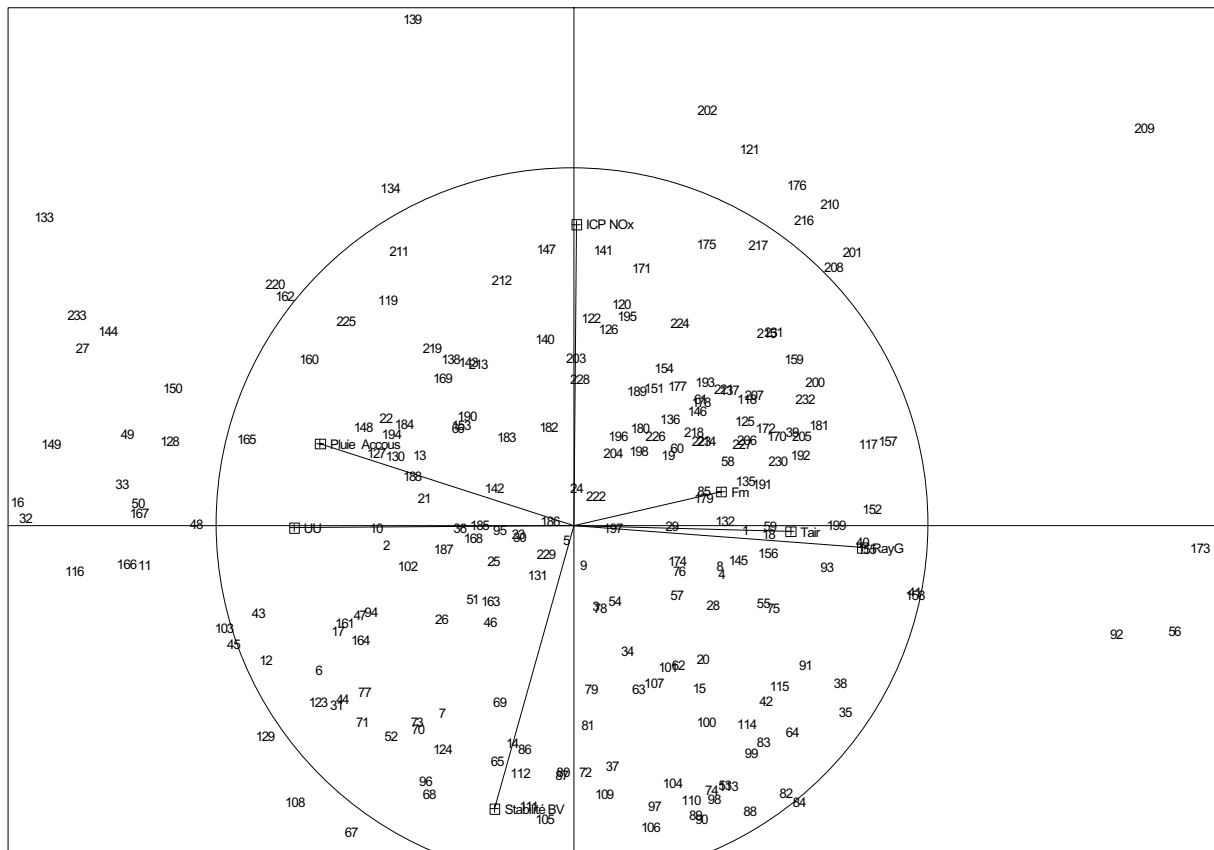
	Moyenne	Ecart-type	Variance	Minimum	Maximum	Etendue
ICP NOx	31,82	12,05	145,29	3	70	67
Fm	0,48	0,29	0,09	0	1	1
Tair	14,87	4,05	16,37	5	25	20
UU	80,91	8,64	74,64	41	96	55
RayG	30,26	15,23	232,02	0	64,5	64,5
Pluie Accous	44,12	71,72	5143,33	0	296	296
Stabilité	1,91	0,82	0,67	1	3	2
Effectif : 233	Sans réponse : 0					

Tableau 42 : Statistiques descriptives des variables utilisées pour l'ACP en vallée d'Aspe

5.3.1.5 Résultats de l'analyse en composantes principales (ACP)

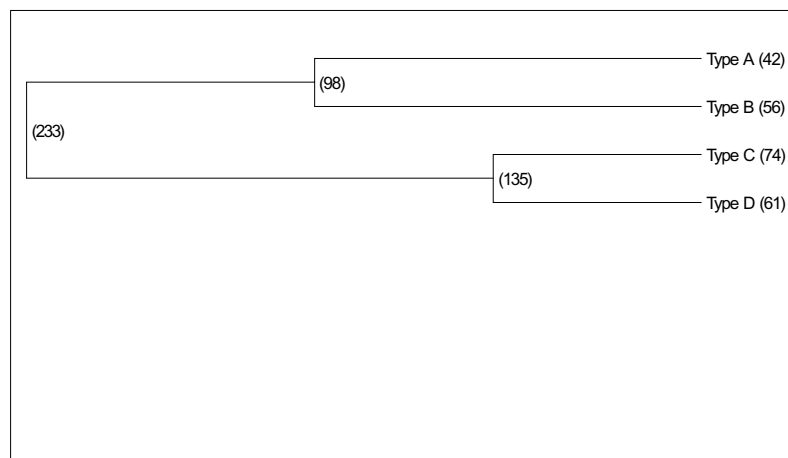
Dans notre cheminement, l'ACP est une étape vers l'établissement d'une typologie. Nous ne nous attarderons pas sur les résultats de cette analyse en eux-mêmes. Les coordonnées des variables et des individus sont données en Annexe 8. Seuls les axes 1 et 2 ont été étudiés ; le Graphique 24 présente la répartition des variables et individus sur les deux premiers facteurs (près de 54% de la variance totale). Le facteur n°1 représente 33,75% de la variance totale²¹⁴, le second facteur 20,1%.

²¹⁴ Les termes de pourcentage de variance, d'inertie ou d'information sont indifféremment utilisés [SANDERS, 1989, p. 30].

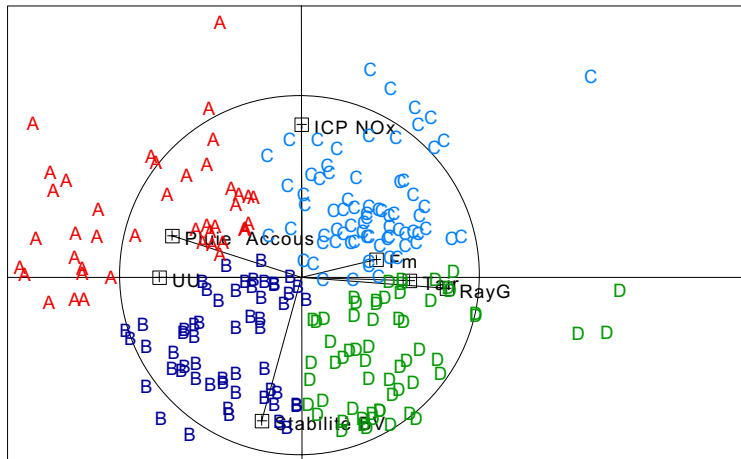


Graphique 24 : Variables et individus de l'ACP « ICP NO_x – Facteurs météorologiques » en vallée d'Aspe

Selon la méthodologie détaillée au § 5.3.1.2 Principes statistiques, p. 305, une typologie sur centres mobiles suivie d'une classification ascendante hiérarchique sont réalisées. Les groupes suivants sont identifiés et localisés sur les axes 1 et 2 de l'ACP.



Graphique 25 : Dendrogramme de la typologie obtenue pour la vallée d'Aspe (nombre de jours pour chaque type)



Graphique 26 : Localisation des différents sous-types déterminés lors de la typologie sur les axes 1 et 2 de l'ACP pour la vallée d'Aspe

L'analyse de variance permet de réaliser l'analyse qualitative des caractéristiques des différents sous-types

5.3.2 Typologie des groupes de dispersion

L'analyse de variance est basée sur le test F de Fischer-Snedecor qui revient à tester la significativité des écarts à la moyenne. Basé sur le rapport variation intergroupe/variation intragroupe, le résultat du test est significatif si $p < 0,05$, pour un risque d'erreur de 5%. Pour " $p < 0,01$, alors la différence entre les moyennes est très significative" [KYNOS, 1996, p. 58]. Les modalités, pour lesquelles les moyennes sont significativement différentes de la moyenne globale, sont signalées par un signe - (si la moyenne est inférieure à la moyenne globale) ou par un signe + (si la moyenne est supérieure). Un signe • traduit une différence non significative. Le nombre de répétition du signe indique le nombre de dépassement de la limite de confiance [KYNOS, 1996, p. 61]. Les résultats obtenus, pour la vallée d'Aspe et pour Biriadou, sont synthétisés dans les tableaux suivants. Les résultats détaillés sont donnés en Annexe 13 (Biriadou) et Annexe 14 (Aspe).

Significativité		p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001
Type	Effectif	ICP NO _x	Fm en m/s	Tair en °C	UU en%	RayG en J/cm ² /demi-heure	Pluie* en mm	Stab. atmo
A	42	++	--	--	++ ++	--- --- -	++ +	•
		38,9	0,31	11,8	88,9	12,6	142,7	1,7
B	56	---	--	--	++ +	--- --	•	++ ++
		25,6	0,37	12,85	85,2	20,4	46,1	2,6
C	74	++ +	++	+	-	++	---	--- --- --
		39,5	0,61	16,4	77,9	37,4	17,9	1,1
D	61	--- -	•	++	--	++ ++ +	--- --- -	++ +
		23,3	0,54	17	75,1	43,2	6,2	2,4
Global	233	31,8	0,48	14,9	80,9	30,2	44,1	1,9

Tableau 43 : Résultats de l'analyse de variance des 7 variables de l'ACP selon la typologie obtenue pour la vallée d'Aspe. Les signes représentent le nombre d'écarts significatifs à la moyenne ; les chiffres donnent la moyenne de la variable pour chaque groupe.

Significativité		p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001	p=0,001
Type	Effectif	ICP NO _x	Fm en m/s	Tair en °C	UU en%	Ecart thermique en °C	Pluie* en mm
A	27	•	•	+++	---	+++	---
		7,9	0,88	22,9	55,6	15,6	0,5
B	34	+	++	--- -	+++	--- -	+
		9,1	1,54	14,3	83,3	5,6	5,0
C	102	---	--- ---	+++	++	-	--- -
		5,2	0,52	19,5	79,5	8,1	0,4
D	53	+	+	---	•	•	•
		7,9	0,96	16,7	78,2	8,9	2,8
Global	216	6,8	0,83	18,4	76,8	8,9	1,7

Tableau 44 : Résultats de l'analyse de variance des 6 variables de l'ACP selon la typologie obtenue pour Biriatoou. Les signes représentent le nombre d'écarts significatifs à la moyenne ; les chiffres donnent la moyenne de la variable pour chaque groupe.

5.3.3 *Caractéristiques des groupes de dispersion*

Pour la vallée d'Aspe, la typologie a fait apparaître 4 groupes hiérarchisés selon l'ICP, relativement à la situation moyenne en vallée d'Aspe (cf. Tableau 43) :

- Très bonne dispersion (groupe D),
- Bonne dispersion (groupe B),
- Mauvaise dispersion (groupe A),
- Très mauvaise dispersion (groupe C).

Les journées de très bonne dispersion (ICP ≈ 23 contre ≈ 32 en moyenne) se caractérisent par un vent « normal » pour la vallée d'Aspe à cette période, une température relativement élevée (17°C) par rapport à la moyenne ($\approx 15^{\circ}\text{C}$), un air relativement sec (75%) par rapport au 81% (\approx) mesurés en moyenne sur la période, un rayonnement global très important ($\approx 43 \text{ J/cm}^2$ en moyenne chaque $\frac{1}{2}$ heure contre ≈ 30 en moyenne), une quasi absence de précipitations, enfin, une stabilité atmosphérique ayant pour moyenne 2,4. Cela revient à dire que les journées de très bonne dispersion sont marquées par une stabilité atmosphérique pour une partie de la journée (valeur 2) ou une instabilité absolue pour toute la journée (valeur 3)²¹⁵.

Ainsi, les journées de beau temps sec accompagnées d'une instabilité atmosphérique absolue (pas de blocages verticaux) ou des stabilités partielles (matin généralement) offrent les meilleures conditions de dispersion dans les limites des possibilités du relief de la vallée d'Aspe.

Les journées de bonne dispersion (ICP ≈ 26 contre ≈ 32 en moyenne) sont un peu l'équivalent du groupe précédent mais, pour les journées de moins beau temp. En effet, les journées du groupe « bonne dispersion » se caractérisent par un vent et des températures plus faibles qu'en moyenne, une forte humidité (85%), un rayonnement global très faible ($\approx 21 \text{ joules/cm}^2$ contre ≈ 32 en moyenne) et des précipitations moyennes pour la période étudiée. Enfin, le facteur expliquant sans doute le mieux la bonne dispersion de ce groupe est l'absence de stabilité atmosphérique absolue. Comme pour le groupe précédent, les journées sont caractérisées par une instabilité absolue toute la journée ou une stabilité partielle (2,6 contre 1,9 en moyenne) : les possibilités de dispersion verticale des polluants dans l'atmosphère sont bonnes.

²¹⁵ Les valeurs annoncées ici ont été vérifiées dans les listings car il est bien évident que la valeur moyenne de 2 peut correspondre à une population composée de 1 et de 3. En même temps, la logique d'élaboration des typologies sous Modalisa© rend très improbable une telle situation. Une vérification a toutefois été faite pour confirmer la logique.

Ainsi, ces deux premiers groupes montrent que l'ICP est faible (bonne dispersion) lorsque les conditions de dispersion atmosphérique sont bonnes (instabilité toute la journée ou stabilité partielle uniquement). Dans ce cas, que le temps soit beau (groupe « très bonne dispersion ») ou moins beau (groupe « bonne dispersion »), la dispersion est bonne.

Le troisième groupe rassemble les journées de mauvaise dispersion (ICP ≈ 39 contre ≈ 32 en moyenne). Ce groupe est particulier. Il correspond aux journées très humides et très pluvieuses (143 mm/jour contre 44 en moyenne). Il apparaît ainsi que les jours de pluie ne permettent pas une bonne dispersion et que le facteur « pluie » explique l'ICP élevé de ce groupe, plus que la variable stabilité atmosphérique qui ne montre pas d'écart significatif à la moyenne, tout au plus un niveau légèrement défavorable : $\approx 1,7$ contre 1,9 en moyenne. De fait, les jours où il pleut beaucoup (143 mm par jour en moyenne pour ce groupe), la dispersion est mauvaise, à peine moins que dans le groupe suivant.

Le dernier groupe est celui dont l'effectif est le plus important : 74 journées. Il est caractérisé par une très mauvaise dispersion. Malgré la présence d'un vent généralement plus important ($\approx 0,6$ m/s) que la moyenne du site ($\approx 0,5$), des températures un peu plus élevées (16,4°C contre $\approx 15^\circ\text{C}$ en moyenne), un air un peu plus sec (78%) et beaucoup moins de pluie qu'en moyenne (≈ 18 mm/jour contre ≈ 44 en moyenne), les conditions de dispersions sont très mauvaises (ICP ≈ 40 ; 32 en moy.). Ceci s'explique essentiellement par l'état de l'atmosphère : avec une moyenne de 1,1, on peut dire que la quasi-totalité de journées que compte ce groupe ont connu une stabilité atmosphérique absolue (avec parfois inversion thermique) pour toute la journée : les mouvements verticaux de l'air sont complètement bloqués.

En résumé, les conditions de dispersion de la vallée d'Aspe sont toujours assez mauvaise : ICP moyen à 31,8 contre 6,8 à Biriadou, et assez variables. On note que le beau ou le mauvais temps (sauf peut-être le temps très pluvieux) ne constitue pas – en soi – un critère absolu. La variable « stabilité atmosphérique » montre ici toute son importance : dans les deux premiers groupes, elle apparaît comme centrale dans l'explication des bonnes conditions de dispersion à la fois par beau temps et par temps couvert et humide. Inversement, lorsque la stabilité absolue perdure toute la journée (et la nuit), les conditions de dispersion sont les plus mauvaises (ICP le plus élevé) malgré un temps assez beau et la présence de vent. Sur la période, les journées de mauvaise et très mauvaise dispersion correspondent à 60% de l'effectif.

A Bariatou, la description des groupes est moins précise car on ne dispose pas de données relatives aux rayonnements et à l'état de l'atmosphère. Seul l'écart thermique permet d'évaluer la présence ou l'absence d'une couverture nuageuse. Un faible écart thermique est le signe d'une faible déperdition de chaleur pendant la nuit et donc, correspond souvent à la présence de nuage (générant un effet de serre). Inversement, lorsque le ciel est clair, la chaleur du sol et des basses couches se disperse dans l'espace et l'écart thermique est alors plus important (fort refroidissement nocturne), cf. § 2.1.1 Généralités sur les mouvements d'air dans la basse atmosphère, p. 112. Enfin, les variations de l'ICP sont beaucoup moins importantes qu'en vallée d'Aspe : les caractéristiques des différents groupes ont donc une forte probabilité d'être moins marquées.

Pour Bariatou, les 4 groupes distingués par la typologie sont répartis selon la hiérarchie suivante (3 niveaux) :

- Très bonne dispersion (102 individus, soit 47% – groupe C),
- Dispersion moyenne (groupes A et D),
- Mauvaise dispersion (groupe B).

Sans entrer autant dans le détail que pour la vallée d'Aspe, on observe les éléments suivants :

- Les journées de mauvaises dispersions sont les journées de mauvais temps : froides (14,3°C contre 18,4 en moyenne), humides, dont l'écart thermique est très faible (« couvercle » nuageux) et les plus pluvieuses (5 mm/jour contre 1,7 en moyenne ; on note au passage la différence de niveau avec la vallée d'Aspe : ≈ 44 mm/jour en moyenne). Ces éléments correspondent assez bien avec le groupe « mauvaise dispersion » de la vallée d'Aspe.
- Le groupe de très bonne dispersion se caractérise par très peu de vent en moyenne, des températures élevées, un air humide, un écart thermique à peine en dessous de la moyenne et très peu de pluie.
- Il est difficile de définir un type de temps correspondant aux deux autres groupes, de « dispersion moyenne ».

D'une manière générale, la dispersion est très bonne à Bariatou, même lorsque les conditions de dispersion sont les moins bonnes, lors des journées de mauvais temps nuageuses. Même avec de mauvaises conditions de dispersion, la valeur de l'ICP reste très

faible : 9,1 alors que les meilleures conditions en vallée d'Aspe donnent un ICP à 23,3. On retrouve là l'importance du facteur topographique dont nous avons déjà largement évoqué le caractère primordial pour les conditions de dispersion. Ainsi, si les conditions météorologiques modulent la dispersion des sites, les fluctuations observées ont lieu dans un intervalle de valeurs fixées par la topographie avant tout.

Ce chapitre est centré sur les différentes méthodologies et techniques mises en œuvre pour obtenir les cartes de risques environnementaux et les typologies de dispersion. Dans les deux cas, les caractéristiques spatiales des sites étudiés jouent un grand rôle. Il reste à définir les conséquences environnementales des surplus d'azote atmosphérique identifiés et localisés.

T R A F I C R O U T I E R E N M O N T A G N E :
Q U E L S R I S Q U E S P O U R L E S
E C O S Y S T E M E S ?

Pour évaluer les impacts de la pollution azotée, nous commencerons par une rapide synthèse bibliographique présentant l'état des connaissances sur les incidences des apports de composés azotés dans les écosystèmes. Après avoir rappelé les principaux points du cycle de l'azote, nous décrirons les perturbations induites par l'accroissement des apports. On abordera notamment les processus en jeu et les conséquences pour la santé du sol et des micro-organismes, pour les végétaux, pour les écosystèmes aquatiques, pour la composition floristique et la biodiversité,

Puis, nous décrirons les milieux (semi-)naturels de Bariatou et de la vallée d'Aspe afin d'établir le niveau de risque encouru par chacun d'eux.

Enfin, nous analyserons ces écosystèmes en fonction des dépassements de charge critique évalués par la modélisation statistique décrite précédemment. Nous commencerons par replacer ces résultats dans le contexte français et européen, caractérisés par un dépassement généralisé des charges critiques d'azote. Puis nous énumérerons les spécificités locales (climat, sol, végétation) ayant un rôle aggravant et/ou améliorant vis-à-vis des dépôts azotés. Enfin, nous établirons les processus apparaissant les plus dangereux et définirons les secteurs les plus vulnérables.

1 Dépôts azotés : quels effets sur les écosystèmes ?

1.1 Le cycle de l'azote

« La vie s'inscrit dans des [...] cycles qui, à l'échelle de la planète Terre, brassent en permanence les principaux éléments constitutifs qui organisent la vie. [...]. Sans cesse, selon des cycles biogéochimiques qui durent des siècles, fonctionnent de façon irrégulière et présentent des points de stagnation, circulent les atomes originels. Depuis que la vie existe, ils ont traversé à plusieurs reprises d'innombrables organismes au fil de multiples processus d'échanges et de transferts. » [FISCHESSER et DUPUIS-TATE, 1996, p. 49].

La biosphère peut être envisagée comme un ensemble de réservoirs (l'atmosphère, l'eau, la terre, les végétaux, les animaux, etc.), perméables des uns aux autres aux éléments de base comme l'azote dont le cycle est complexe et encore méconnu. Il intervient partout et sous diverses formes. Pourtant, comme l'azote gaz est peu soluble dans l'eau et ne joue aucun rôle direct dans la photosynthèse, son entrée dans « le grand manège de la vie » se fait de façon indirecte et si discrète que son rôle fut longtemps insoupçonné [FISCHESSER et DUPUIS-TATE, 1996, p. 67 ; DUPONT, 2000, p. 2].

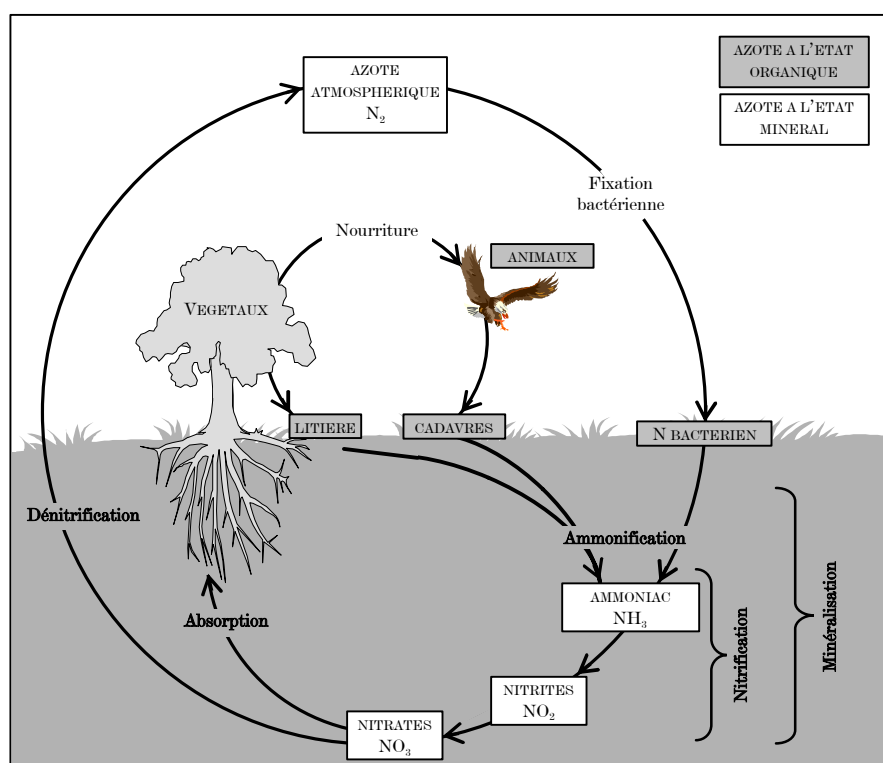


Figure 42 : Le cycle de l'azote [d'après LACOSTE et SALANON, 1993, p. 82]

L'atmosphère constitue la principale réserve azotée utilisable par la biosphère. Mais l'azote atmosphérique ne peut être utilisé tel quel par la plupart des organismes vivants qui ont besoin d'azote combiné, minéral ou organique. Seuls font exception à cette règle les micro-organismes fixateurs d'azote libres ou vivant en symbiose avec les plantes vertes.

Chez les plantes qui ne sont pas associées symbiotiquement avec ces micro-organismes, et qui constituent la majorité du monde végétal, la nutrition azotée doit se faire exclusivement sous forme nitrique ou ammoniacale. Etant donné que les réserves azotées des sols sont essentiellement sous forme organique, l'azote doit être minéralisé pour pouvoir être utilisé par les plantes. Ce sont uniquement des micro-organismes qui effectuent cette minéralisation ; celle-ci comporte deux étapes : l'ammonification et la nitrification. Parallèlement, une fraction des micro-organismes entre en compétition avec les plantes pour consommer l'azote minéral du sol : c'est la dénitrification. L'azote gazeux produit par les micro-organismes de la dénitrification (ce processus n'est pas représenté sur la figure) rejoint le réservoir de l'azote atmosphérique. Ces différentes transformations microbiennes contribuent à l'enrichissement ou à l'appauvrissement en azote de l'écosystème [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom].

Le cycle de l'azote est complexe, principalement en raison du grand nombre de formes sous lesquelles cet élément est présent dans l'environnement : azote moléculaire N_2 ; ions nitrite NO_2^- , nitrate NO_3^- , ammonium NH_4^+ ; oxyde N_2O ; petites molécules organiques parfois directement assimilables par les végétaux ou les micro-organismes (acides aminés, urée, acide urique) [FRONTIER et PICHOD-VIALE, 1993, p. 202]. Une seconde raison de la complexité du cycle de l'azote est liée à la grande difficulté qu'éprouve la biomasse à incorporer l'azote. A part les plantes vivant en symbiose avec des micro-organismes fixateurs d'azote, les végétaux sont dépendants de l'action réductrice des micro-organismes du sol pour l'assimilation de l'azote.

1.1.1 L'assimilation de l'azote par les végétaux

1.1.1.1 La nutrition des plantes supérieures

Les besoins des végétaux. – Les végétaux sont des producteurs primaires. Ils fabriquent de la matière vivante à partir d'éléments minéraux et d'énergie lumineuse. La photosynthèse permet aux plantes de synthétiser de la matière vivante à partir du gaz carbonique de l'air. La synthèse chlorophyllienne apporte l'énergie nécessaire par transformation de l'énergie solaire. La sève transporte l'eau et les sels minéraux (en moyenne 1 gramme par litre) nécessaire à l'opération. Ces derniers sont prélevés dans le sol [HUETZ DE LEMPS, 1994, p. 20]. Les éléments chimiques du sol, en particulier ceux qui sont en solution dans le

complexe adsorbant sont distingués selon leur charge électrique : les anions (ions négatifs) et les cations (ions positifs). Parmi les anions, le phosphore, le soufre et surtout l'azote jouent un rôle important dans le développement des plantes ; l'azote est un constituant essentiel des protéines et de la chlorophylle. Les cations les plus actifs sont le calcium (Ca) qui participe à la constitution de la paroi des cellules, le potassium (K), régulateur de la croissance, le magnésium (Mg), élément de base de la chlorophylle, le sodium (Na). Il s'y ajoute un certain nombre de métaux ou métalloïdes (les oligo-éléments), indispensables à la vie (fonctionnement de nombreuses enzymes) mais en quantité infime : fer, manganèse, zinc, cuivre, bore, molybdène. Trop abondants, ils deviennent toxiques [HUETZ DE LEMPS, 1994, p. 36].

La nutrition azotée des plantes. – L'azote est à disposition des végétaux sous forme organique et minérale. Les deux formes essentielles de l'azote minéral sont l'azote ammoniacal (ammonium : NH_4^+) ou l'azote nitrique (nitrate : NO_3^-).

Les végétaux supérieurs peuvent utiliser l'azote organique, surtout les petites molécules, mais le rendement est moins bon qu'avec l'azote minéral. Lorsque de l'azote ammoniacal (ammonium : NH_4^+) ou l'azote nitrique (nitrate : NO_3^-) est disponible, l'alimentation organique n'a pas lieu. C'est en effet à ces deux formes azotées (anions NO_3^- et cations NH_4^+) que va la préférence des végétaux supérieurs [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom]. Le plus grand nombre d'espèces est à alimentation mixte, assimilant les deux types d'ions [FRONTIER et PICHOD-VIALE, 1993, p. 205].

L'azote sous forme ammoniacale (NH_4^+). – Bien que relativement toxiques, les ions NH_4^+ ont l'avantage de se fixer sur le complexe adsorbant du sol et de ne pas être chassés par les pluies. Les ions adsorbés sont en équilibre avec ceux dissous dans l'eau interstitielle, et sont relâchés au fur et à mesure que ces derniers sont consommés. L'ion NH_4^+ reste ainsi toujours disponible sans jamais atteindre une concentration importante, ce qui est heureux puisque l'ammonium est toxique sous sa forme non dissociée (NH_4OH). En revanche, NO_3^- n'est pas adsorbé, et fuit avec l'eau de percolation [FRONTIER et PICHOD-VIALE, 1993, p. 90].

Certaines plantes l'utilisent quasi-exclusivement notamment dans les sols où la nitrification (cf. § 1.1.2.2 La minéralisation, p. 326) se fait mal : sol anoxiques²¹⁶ (marécages, toundra), sols acides (*mors*²¹⁷ sous landes à Bruyères ou sous Conifères), tous pauvres en Bactéries et où la décomposition de la matière organique a lieu lentement. Ces

²¹⁶ Diminution ou disparition du taux d'oxygène [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom].

²¹⁷ Les *mors* sont des humus peu actifs, c'est-à-dire dont la matière organique est peu transformée, superposée au sol minéral ; il ne s'y forme pas d'agrégats argilo-humique car l'humification est très faible [DUCHAUFOR, 1988, p. 35].

sols sont en même temps riches en champignons, et la nutrition des végétaux supérieurs en NH_4^+ se fait souvent par l'entremise des mycorhizes (cf. § 1.1.1.2 Les mycorhizes : un important soutien à la nutrition des arbres) [FRONTIER et PICHOD-VIALE, 1993, p. 205-206].

L'azote sous forme nitrique (NO_3^-). – Toutefois, la plupart des espèces préfèrent les nitrates NO_3^- , plus facile à assimiler. L'ion nitrate n'est pas retenu par le complexe absorbant du sol, d'où des risques de lessivages et de concentrations dans les eaux. Les plantes qui affectionnent les stations riches en azote sont dites nitrophiles [BOULLARD, 1988, p. 256].

Les grandes formes d'assimilation. – L'azote nitrique est absorbé directement par les racines. L'assimilation de l'ammonium, toxique pour les racines nécessite la présence de mycorhizes le transformant préalablement en nitrate avant l'alimentation de la plante. Enfin, certaines plantes fixent directement l'azote de l'air grâce à des champignons ou des bactéries qui provoquent des excroissances (nodosités) sur les racines.

Finalement, les végétaux entretiennent des relations complexes et variées avec les sols où interfèrent différents aspects mécaniques, chimique et physiologiques [LECLERC, 1999, p. 136]. Une fois de plus, les généralisations semblent délicates.

1.1.1.2 Les mycorhizes : un important soutien à la nutrition des arbres

La rhizosphère : une zone vitale pour la vie végétale. – La rhizosphère correspond à l'environnement immédiat des radicelles (petites racines très fines ou premières racines) des plantes supérieures où a lieu une association symbiotique entre ces radicelles et la microflore du sol. Il s'agit d'un système complexe, à propos duquel de nombreuses questions se posent encore. Cependant, il semble que cette association avec la microflore du sol est absolument nécessaire à la nutrition des plantes [FRONTIER et PICHOD-VIALE, 1993, p. 189].

Dans cette zone, les racines synthétisent et excrètent dans le sol des substances extrêmement variées chimiquement²¹⁸. L'activité microbienne y est intense : la biomasse des Champignons et des Bactéries est multipliée par 10 à 20. Malgré tout l'intérêt que lui

²¹⁸ Ces substances peuvent être appréciées ou redoutées par les autres végétaux (y compris par les germes du sol). Il en résulte, selon les cas, des phénomènes de stimulation ou d'inhibition, voire de franche toxicité (pour sa propre espèce et/ou celles de son entourage). La prise en considération de ces excrétions racinaires permet d'expliquer beaucoup de comportements paraissant au premier abord curieux, au sein des phytocénoses. C'est une donnée d'un extrême intérêt qui retient sans cesse l'attention de nombreux biologistes [BOULLARD, 1988, p. 161].

portent les biologistes, cette zone est, de leur propre aveu, encore très mal connue dans le détail. On y trouve :

- Des Bactéries libres, actives dans la nutrition des plantes, mais sélectionnées par le milieu : Bactéries ammonifiantes et dénitrifiantes sont favorisées aux dépens des nitrifiantes,
- Des Bactéries symbiotiques fixatrices d'azote pour certaines espèces (Légumineuse, etc.).
- Des Champignons, libres et symbiotiques, appelés mycorhizes lorsqu'au voisinage des racines d'une plante (souvent d'un arbre), ils se développent en symbiose avec cette dernière.

Développement des mycorhizes. – Les mycéliums (appareil végétatif des champignons) de nombreuses espèces de champignons supérieurs se développent avec prédilection en liaison intime avec des racines. On donne le nom de mycorhizes (« champignons des racines ») à ces associations, réalisées dans tous les groupements végétaux, sous tous les climats, et dont le rôle est particulièrement important dans les milieux forestiers : tous les arbres de nos forêts vivent en intime union, au niveau de leurs racines, avec des mycéliums divers suivant les espèces, le sol et le climat²¹⁹ [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom].

Fonctionnement des mycorhizes. – Il existe divers types de mycorhizes²²⁰ mais leur fonctionnement général est le suivant : l'assimilation des nitrates par les végétaux se fait par une réduction de l'ion nitrate (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+), réduction rendue possible grâce à deux enzymes : la *nitrate réductase* et la *nitrite réductase*²²¹. On note également, et

²¹⁹ Chaque arbre a ses préférences : le mélèze s'associe au bolet élégant, l'épicéa à l'amanite tue-mouche, le chêne à l'amanite des Césars, le pin au bolet jaune, le bouleau au bolet rude... [FISCHESSER et DUPUIS-TATE, 1996, p. 170].

²²⁰ Les mycorhizes *ectotrophes* (*ectomycorhizes*) forment un feutrage qui entoure la radicelle et dont certains filaments (les hyphes) pénètrent plus ou moins profondément dans les tissus entre les cellules. Les filaments des mycorhizes *endotrophes* (*endomycorhizes*) pénètrent dans les cellules même de la radicelle [JACQUIOT, 1978, p. 55], mais cette intrusion est généralement limitée par phagocytose (mécanisme d'absorption et de destruction d'une particule solide par un leucocyte ou une cellule conjonctive) : les filaments mycéliens s'avancent dans l'écorce au delà d'une limite précise sont digérés [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom].

²²¹ La nitrate réductase (NR) transforme l'ion nitrate (NO_3^-) en ion nitrite (NO_2^-). Cette enzyme n'est active que si le végétal reçoit une alimentation suffisante en molybdène [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom] et en cobalt [FISCHESSER et DUPUIS-TATE, 1996, p. 72]. La synthèse de cette enzyme est induite par NO_3^- et réprimée par NH_4^+ [LECLERC, 1999, p. 80]. L'ion nitrite (NO_2^-) est toxique ; pour qu'il ne s'accumule pas, il est immédiatement réduit en ammonium (NH_4^+) sous l'action de la nitrite réductase, qui permet cette réduction par 6 électrons sans étape intermédiaire ; l'enzyme n'agit qu'en milieu anaérobie [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom], et elle est riche en fer et en soufre [LECLERC, 1999, p. 80]. La *nitrite réductase* s'opère en général dans les racines. Chez la plupart des arbres, elle est même si prononcée que la sève y est dépourvue de nitrates et ne renferme que des sels ammoniacaux, alors qu'elle est riche en aminoacides et autres composés organiques azotés. Cependant, chez beaucoup d'espèces, surtout des herbacées, la réduction s'effectue aussi dans les feuilles vertes, à la lumière. Dans les feuilles, l'enzyme est exclusivement localisée dans les chloroplastes (cellules où a lieu la photosynthèse) et son action est donc très dépendante de l'activité photosynthétique alors que dans les racines, la nitrite réductase se situe dans les proplastides (précurseurs des chloroplastes entre autres). Il a été montré, principalement avec l'azote lourd ^{15}N (utilisé comme traceur) que le produit primaire de l'assimilation de l'ammonium est une amide (la glutamine) ou un aminoacide (l'acide glutamique). L'ammonium est très toxique pour la cellule. Son assimilation très rapide fait intervenir 3 enzymes : la glutamine synthétase, la glutamate synthase et la glutamate déshydrogénase [LECLERC, 1999, p. 81 ; ENCYCLOPÆDIA

ceci à de l'importance, que les mycorhizes favorisent la fixation du phosphore dans les milieux pauvres en éléments nutritifs [MARSCHNER, 1995 *in* BOBBINK, 1998, p. 164] ; en effet, les mycorhizes augmentent la solubilité du phosphore [JACQUIOT, 1978, p. 61], et favorisent également l'absorption du magnésium, du potassium, du calcium et du fer. Parallèlement, les mycorhizes augmentent les surfaces absorption des racines : meilleur apport d'éléments minéraux, (déjà évoqué) mais aussi de l'eau ; en effet, la vitesse d'absorption de l'eau par une plante dépend entre autre de la surface absorbante du système racinaire [LECLERC, 1999, p. 115]. Les mycorhizes stockent également « *certaines substances minérales pour les redistribuer à l'arbre au moment opportun et synthétisent des enzymes, des vitamines et des antibiotiques [inhibiteurs des champignons parasites des racines]* » [FISCHESSER et DUPUIS-TATE, 1996, p. 170]. En contrepartie, la plante fournit au champignon des glucides²²².

Il est important de noter qu'aucune action favorable des mycorhizes n'est observée en sol riche. Les mycorhizes sont d'autant plus nombreuses que le sol est chimiquement plus pauvre ; en sol riche, elles sont rares ou absentes. Ainsi, il apparaît que « *les champignons symbiotiques permettraient aux arbres de compenser les conditions défavorables offertes par des sols où les éléments indispensables sont présents en faibles quantité ou sous forme de composés organiques complexes non assimilables : en particulier dans les sols podzoliques les mycorhizes sont abondantes dans l'humus brut et jouent un rôle de premier plan dans la nutrition minérale de arbres* » [JACQUIOT, 1978, p. 61].

1.1.2 *Le sol, une usine à recycler et à stocker l'azote*

Les dépôts azotés atmosphériques, en grande partie non utilisables directement par les végétaux, sont assimilés par certains micro-organismes du sol qui reçoivent également l'azote des débris des végétaux supérieurs et des cadavres d'animaux (azote organique). Mais, après une mise en réserve plus ou moins longue à l'état d'humus, un retour de l'azote à sa forme minérale est nécessaire à la nutrition des végétaux. C'est ce qu'on appelle la *minéralisation*, dont le terme est l'élaboration de nitrates (NO_3^-) [LACOSTE et SALANON, 1993, p. 81-82] en deux étapes : la *nitrosation* et la *nitratation*. Pour équilibrer les apports en azote dans les sols, il existe un processus permettant l'abaissement de la charge azotée des eaux et des sols : la *dénitrification*, c'est-à-dire la décomposition de NO_3^- en composés azotés gazeux, réémis dans l'atmosphère. Si la dénitrification n'est pas suffisante pour

UNIVERSALIS, 1997, cédérom]. Ajoutons simplement qu'à partir de ces composés primaires, la plante va synthétiser des macromolécules propres à la nutrition : protéines et acides nucléiques.

²²² La transmission de substances entre mycorhizes et hôte a été prouvée dès les années 50 par des expériences avec des éléments marqués de type ^{32}P ou ^{14}C [JACQUIOT, 1978, p. 62].

évacuer le trop plein d'azote, les nitrates sont évacués dans les eaux d'infiltration. C'est le lessivage de nitrates, qu'on observe dans les écosystèmes saturés en azote.

1.1.2.1 Le rôle important des humus

On distingue classiquement trois grands types d'humus : le *mull*, le *moder* et le *mor*. Pour DUCHAUFOR [1988, p. 34-36 ; 46], les *mull* sont des humus actifs, caractérisés par une décomposition très rapide des litières, qui ne s'accumulent pas en surface. L'humification est importante, les liens organo-minéraux sont stables, ce qui engendre une structure relativement aérée, en agrégats de différentes dimensions. Les *mull* peuvent être acides (forêt de feuillus), eutrophes ou calcaires. Leur pH varie entre 5,5 et 8,5, le complexe absorbant est saturé ou peu désaturé et le C/N²²³ est en général inférieur à 15 [LACOSTE et SALANON, 1993, p. 91].

Les *mor* (ou humus brut) sont des humus peu actifs, dont la matière organique est peu transformée, superposée au sol minéral. L'humification étant très faible, il ne se forme pas d'agrégats argilo-humiques. On observe généralement deux couches dans l'horizon organique : une couche dite de fragmentation et une couche noire, sans structure visible à l'œil nu. Le *mor* présente toujours une forte acidité (pH de 3,5 à 4,5), un complexe absorbant fortement désaturé et un C/N supérieur à 25 [LACOSTE et SALANON, 1993, p. 92].

Les *moder* correspondent à une situation intermédiaire entre *mull* et *mor*. La vitesse de décomposition de la matière organique est moyenne, le pH varie entre 4 et 5, le C/N entre 15 et 25. Le *moder* est, par exemple, l'humus des sols forestiers en voie de dégradation (forêt de feuillue clairierée), et des sols des pelouses d'altitude à Graminées [LACOSTE et SALANON, 1993, p. 92].

Le caractère biodégradable des déchets végétaux tombant au sol joue un rôle très important : les litières « améliorantes », riches en azote ont tendance à donner des *mull* (feuilles d'Aune, de Frêne, d'Orme, de Charme, de Tilleul, les Graminées et les Légumineuses) tandis que les litières acidifiantes, qui se décomposent difficilement donnent souvent des *moder* ou des *mor* (résineux et des éricacées ; la « terre de bruyère » est un *mor* très acide). Les Chênes et les Hêtres sont intermédiaires et donnent des types d'humus variables suivant les autres conditions du milieu [DUCHAUFOR, 1988, p. 40]. Ces dernières sont également fondamentales, comme le note LECLERC [1999, p. 19] : « *En forêt tropicale humide la litière est très peu épaisse bien que l'apport de feuilles mortes chaque année soit très important. Mais la température et l'humidité sont fortes et donc la*

²²³ Le rapport C/N constitue un bon indicateur de la vitesse de minéralisation des débris organiques (proportionnelle à la teneur en carbone) : plus elle est rapide, donc plus la teneur en azote est élevée, plus le rapport C/N est faible [LACOSTE et SALANON, 1993, p. 91 ; FRONTIER et PICHOD-VIALE, 1993, p. 163]. Cf. infra.

décomposition très active [...]. Dans une hêtraie de montagne en Europe de l'Ouest, ou bien dans une forêt de conifères de Sibérie occidentale (Taïga), la litière est très épaisse, car même si l'humidité est assez grande, la température est assez limitante, et de plus les feuilles aciculaires, ainsi que dans une certaine mesure les feuilles de hêtre sont assez difficiles à attaquer par les bactéries, les champignons, la microfaune, il en résulte donc une vitesse relative de décomposition annuelle assez faible ».

Intérêt et importance du rapport C/N. – Le rapport C/N ou « rapport carbone sur azote » renseigne sur la proportion de matière organique (teneur en carbone) et la richesse en azote. Ce rapport permet une forte différenciation des humus et constitue un bon indicateur de la vitesse de minéralisation des débris organiques : plus elle est rapide, donc plus la teneur en azote est élevée, plus le rapport C/N est faible [LACOSTE et SALANON, 1993, p. 91 ; FRONTIER ET PICHOD-VIALE, 1993, p. 163]. Enfin, le rapport C/N oriente la décomposition de la matière organique, soit vers la minéralisation (C/N bas) soit vers l'humification (C/N élevé)²²⁴.

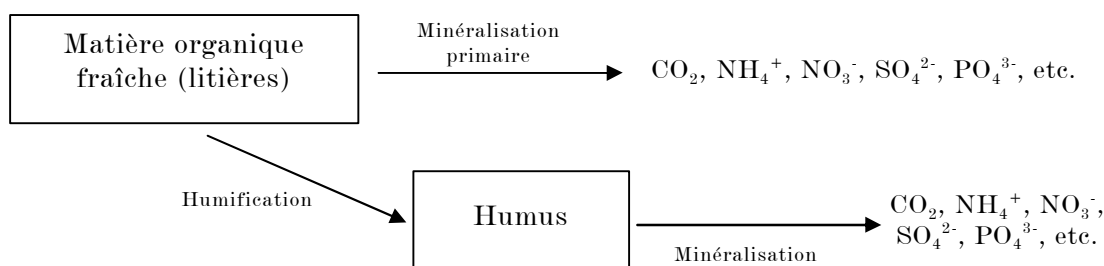


Figure 43 : Décomposition de la matière organique fraîche : humification et minéralisation [DUCHAUFOR, 1988, p. 34]

- C/N bas < 10 : la minéralisation est favorisée, forte production d'azote minéral utilisable par les plantes, pratiquement pas d'humification,
- C/N moyen, de l'ordre de 20, litières améliorantes : minéralisation et humification s'équilibrent : l'azote minéral libéré, ainsi que le soufre, le phosphore sont réorganisés dans la biomasse qui s'humifie progressivement,
- C/N élevé, > à 50 (50 à 80), litières de résineux et de bruyères, tourbes acides : la minéralisation est quasiment nulle, l'humification est très lente.

²²⁴ *Minéralisation et humification.* – Une fois la litière finement fractionnée sous l'action de la macrofaune (Arthropodes) et mélangée avec la matière minérale (Lombrics), les microorganismes du sol réalisent un double travail de dégradation et de synthèse : la minéralisation et l'humification. En effet, bactéries et champignons sont tout d'abord responsables de la décomposition progressive des différents constituants des cellules animales et végétales, aboutissant à la libération d'éléments *minéraux* solubles et gazeux : gaz carbonique, ammoniac, nitrates, phosphates, etc. Les débris de cette minéralisation constitue la forme brute de la fraction organique d'un sol, représentée par des débris végétaux ou animaux frais ou ayant atteint un stade de décomposition plus ou moins avancé mais insuffisant pour que la structure originelle ne soit plus reconnaissable (cellules, fibres). Par ailleurs, les divers bactéries et champignons élaborent, à partir des produits issus de cette minéralisation (primaire), des corps chimiquement complexes, en majorité de réaction acide, qu'on groupe sous le nom général de composés humiques. Cette partie humifiée, de nature colloïdale et de couleur foncée correspond à l'ensemble des composés humiques formés [LACOSTE et SALANON, 1993, p. 81].

Les litières des feuillus sociaux (Hêtre, Chêne), à C/N 40 environ sont plus favorables à l'humification qu'à la minéralisation [DUCHAUFOR, 1988, p. 41]. D'une manière générale, on trouve pour les sols agricoles : C/N 10 ; les *mull* forestiers, C/N 10 à 15 ; les *moder*, C/N 18 à 25 et les *mor* : C/N 25 à 40.

Dans une forêt tempérée [FRONTIER ET PICHOD-VIALE, 1993, p. 164] :

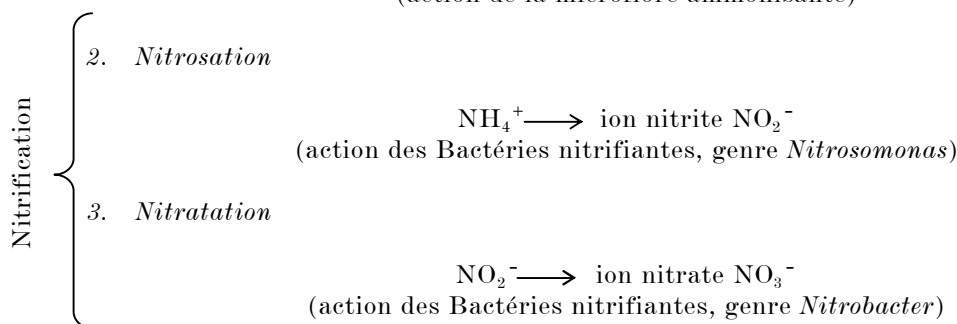
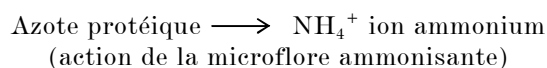
Humus	pH	C/N (atomes)	Temps de dégradation de 90% de la litière
mull	6,5 – 8,5	< 15	1 an
moder	4,5 – 5	15 à 25	4 ans
mor	3,5 – 4,5	> 25	15 à 20 ans

Pour l'azote, le seuil de minéralisation se situe à C/N 25 environ [DUCHAUFOR, 1988, p. 41], c'est-à-dire qu'au delà de C/N 25, l'azote n'est pas minéralisé. Le taux d'ammonification est faible lorsque le carbone C excède largement l'azote (C/N 25), il est fort dans le cas contraire (C/N 10) [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom].

1.1.2.2 La minéralisation

La minéralisation est réalisée par les micro-organismes du sol et comprend 2 étapes : l'**ammonification** et la **nitrification**, elle-même constituée de 2 étapes :

1. *Ammonification*



Au contraire de l'ammonification, qui a lieu même dans des conditions défavorables²²⁵, la nitrification²²⁶ n'est véritablement active que dans les milieux bien aérés, fournissant l'oxygène nécessaire à l'oxydation de NH_4^+ en NO_3^- (via NO_2^-) et riches en ions Ca^{2+} ²²⁷.

²²⁵ L'existence d'une microflore ammonifiante a été prouvée, mais l'identification de sa composition et de son activité ne sont pas aisées et restent donc discutées. La particularité la plus remarquable de la microflore ammonifiante, prise globalement, est sa grande résistance à l'égard de conditions a priori défavorables : acidité ou alcalinité du substrat, importants écarts thermiques et hydriques, absence d'air. On n'explique cette grande tolérance qu'en admettant la présence de microflores différentes, relativement spécialisées écologiquement, propres à certains biotopes [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom]. C'est ce que remarque DUCHAUFOR [1988, p. 91] qui note que

1.1.2.3 La dénitrification

La dénitrification est un processus anaérobie ; en l'absence d'oxygène, certaines bactéries hétérotrophes²²⁸ utilisent nitrate et nitrite pour leur croissance²²⁹ [MEIXNER, 1994, p. 327 ; ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom] et rejettent divers produits : NO, N₂O, N₂, NH₃. Mais, c'est essentiellement sous forme de N₂ et de N₂O que l'azote est réémis dans l'atmosphère²³⁰.

La dénitrification est probablement le meilleur moyen d'allègement de la charge azotée. Cependant, cette transformation n'a pas que des aspects bénéfiques puisque parallèlement à la production de N₂ elle conduit aussi à la production de N₂O, un gaz à haut pouvoir d'absorption radiative et à longue durée de vie, considéré comme le quatrième contributeur à l'accentuation de l'effet de serre après le CO₂, les chlorofluorocarbones et le méthane, et dont la concentration dans l'atmosphère croît actuellement de 0,25% par an [STENGEL et GELIN, 1998, p. 77]. Rappelons que le lessivage des nitrates constitue le second processus permettant de rejeter l'azote en dehors d'un écosystème saturé.

Ainsi, les impacts liés à un apport supplémentaire d'azote vont dépendre du type de sol, de la façon dont l'azote y est intégré : minéralisation complète ou ammonification uniquement induite par le climat et la végétation présente, des préférences de cette dernière pour telle ou telle forme azotée, pour ne citer que les éléments principaux. Les figures²³¹ qui suivent proposent une synthèse des mécanismes fondamentaux du cycle de l'azote dans le cadre du système sol-végétation.

l'ammonification est le processus dominant, voire exclusif dans les cas les plus défavorables, c'est-à-dire les milieux acides et mal aérés. Le processus trouve cependant de meilleures conditions dans des sols riches en colloïdes agglomérés en agrégats stables écologiquement [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom]. Le taux d'ammonification doit donc moins à la nature de la population microbienne qu'à la composition des éléments minéraux (cf. rapport C/N) et aux facteurs physico-chimiques ; c'est donc un processus « pédologiquement spécifique » [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom].

²²⁶ Les Bactéries responsables de la nitrification (ou Bactéries nitrifiantes) sont bien connues : le genre *Nitrosomonas* est responsable de la nitrosation ; le genre *Nitrobacter* de la nitratation.

²²⁷ Dans ces milieux, caractérisés par des *mull* acides, NH₄⁺ disparaît très vite, les nitrates (Ca(NO₃)₂ généralement) constituant la base de l'alimentation azotée de la végétation. La nitrification réclame des températures pas trop basses (la nitrification cesse pendant l'hiver [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom]) et ne doit pas recevoir des apports trop massifs d'ion ammonium (NH₄⁺) car ce dernier inhibe les Bactéries nitrifiantes (la nitrification est alors incomplète et peut aboutir à une accumulation des nitrites NO₂⁻).

²²⁸ Entre autres, *Bacillus pyocyaneus*, *Pseudomonas denitrificans*, *Escherichia coli*.

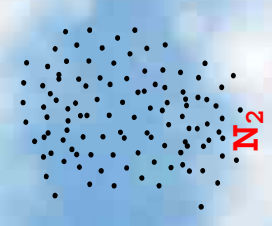
²²⁹ La dénitrification a lieu sur une large gamme de températures (maximum : 65-70°C), son taux double (grossièrement) par tranches de 10°C, jusqu'à un taux maximum se situant autour de 40°C [MEIXNER, 1994, p. 327].

²³⁰ Jusqu'à 20 % de l'azote du sol peut se perdre de cette façon, particulièrement dans les milieux très riches en carbone et en azote [FRONTIER et PICHOD-VIALE, 1993, p. 207]. En effet, une fumure trop riche en matière organique (fumier animal par exemple) peut favoriser le développement de bactéries dénitrifiantes. Au contraire, l'aération du sol (par labourage par exemple) diminue ces pertes [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom].

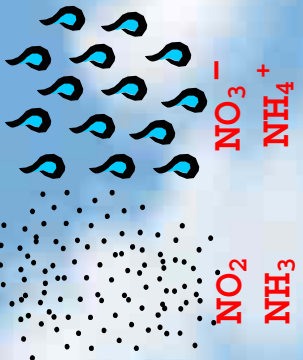
²³¹ Ces figures ont été présentées pour la première fois lors du colloque « *L'air que nous respirons, l'air qui nous protège : les défis du XXIème siècle* » [DELETRAZ et ETCHELECOU, 2001].

Composés azotés atmosphériques

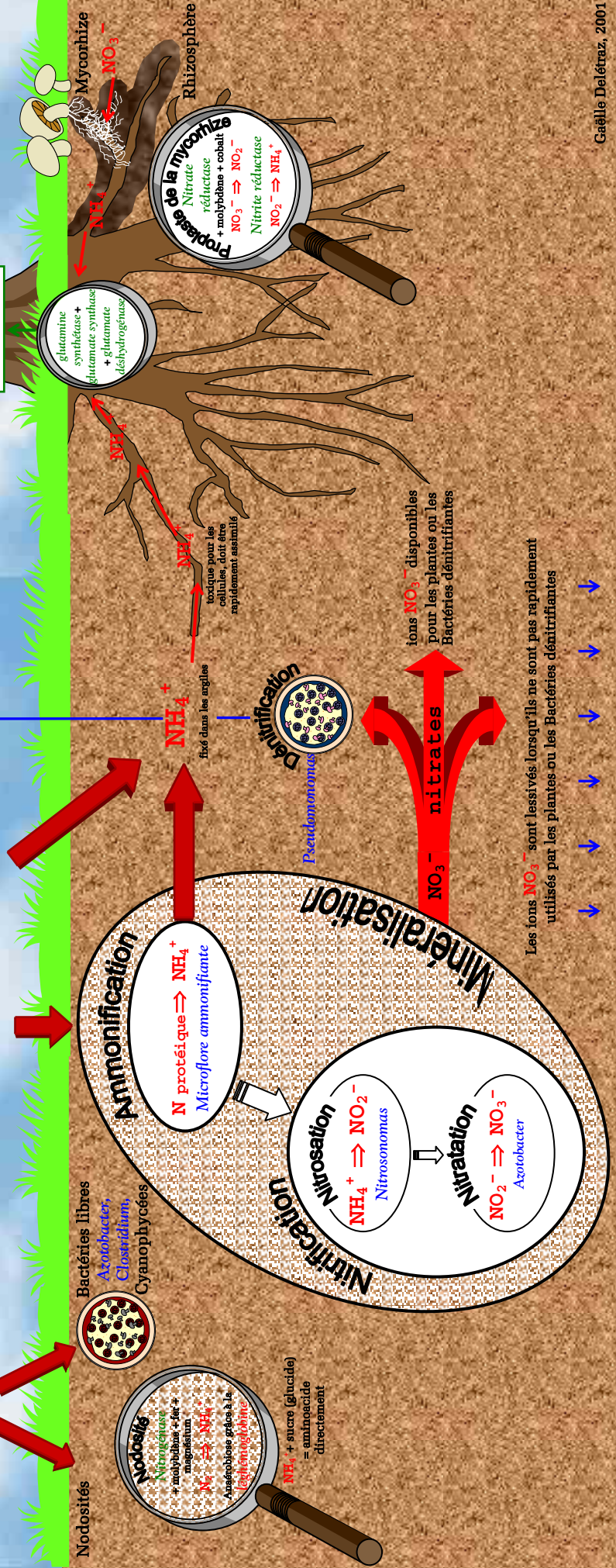
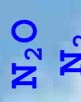
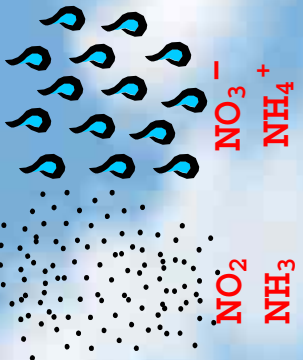
Azote atmosphérique

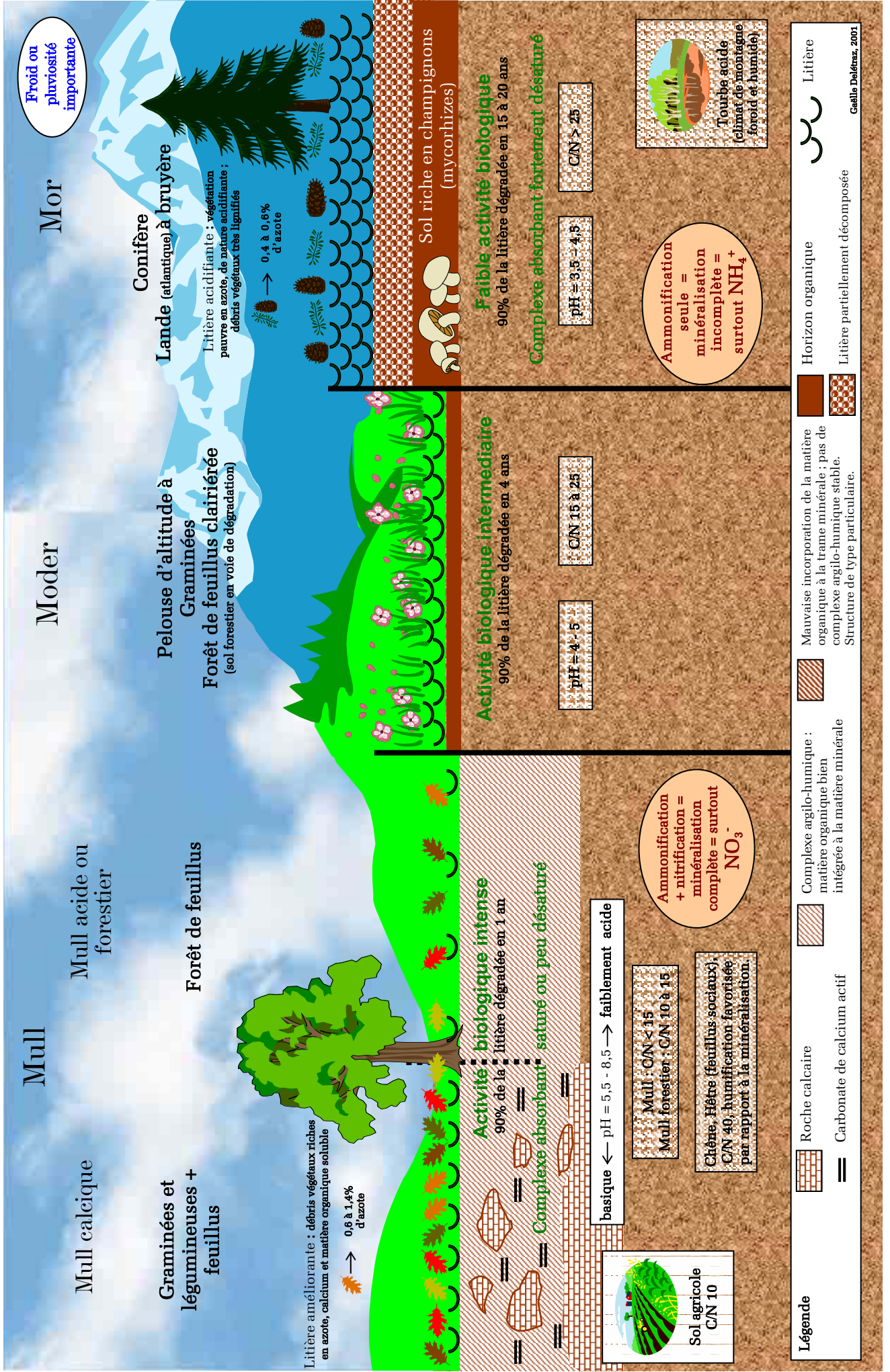


Retombées sèches



Retombées humides





Mull

Mull calcaire ou forestier

Forêt de feuillus

Moder

Pelouse d'altitude à Graminées
Forêt de feuillus clairière (sol forestier en voie de dégradation)

Mor

Conifère
Lande (atlantique) à bruyère

Froid ou pluviosité importante

Litière améliorante : débris végétaux riches en azote, calcium et matière organique soluble

→ 0,6 à 1,4% d'azote

Litière acidifiante : végétation pauvre en azote, de nature acidifiante ; débris végétaux très lignifiés

→ 0,4 à 0,6% d'azote

Sol riche en champignons (mycorhizes)

Activité biologique intense
90% de la litière dégradée en 1 an

Complexe absorbant saturé ou peu désaturé

Activité biologique intermédiaire
90% de la litière dégradée en 4 ans

Faible activité biologique
90% de la litière dégradée en 15 à 20 ans

Complexe absorbant fortement désaturé

basique ← pH = 5,5 - 8,5 → faiblement acide

pH = 4 - 5

C/N 15 à 25

pH = 3,5 - 4,5

C/N > 25

Ammonification + nitrification = minéralisation complète = surtout NO_3^-

Ammonification seule = minéralisation incomplète = surtout NH_4^+

Chêne, Hêtre (feuillus-sociaux), C/N 40, humification favorisée par rapport à la minéralisation.

Tourbe acide (climat de montagne froid et humide)

Légende

Roche calcaire

Complexe argilo-humique : matière organique bien intégrée à la matière minérale

Mauvaise incorporation de la matière organique à la trame minérale ; pas de complexe argilo-humique stable. Structure de type particulaire.

Horizon organique
Litière partiellement décomposée

Litière

Pour résumer, l'azote est un nutriment indispensable à la croissance des plantes, qui le puisent en grande partie dans le sol. D'après la plupart des ouvrages consultés, les pertes en azote (dénitrification, lessivage des nitrates) sont compensées par les apports importants en provenance de l'atmosphère (dépôts secs et humides) [DUCHAUFOR, 1988, p. 92-93] : « *le cycle de l'azote paraît très équilibré naturellement* » [ENCYCLOPÆDIA UNIVERSALIS, 1997, cédérom]. Par conséquent, le dépôt d'éléments azotés oxydés ou réduits supplémentaires aura invariablement d'importants effets dans ces systèmes. Et, parce que la disponibilité en azote ne régule pas seulement la croissance des plantes mais également celles d'autres organismes à d'autres niveaux trophiques, des perturbations peuvent intervenir dans plusieurs processus de l'écosystème. Les changements introduits par le dépôt de composés azotés atmosphériques sont donc de nature quantitative et qualitative [NÄSHOLM, 1998, p. 87].

1.2 Dérèglements et perturbations induits par l'accroissement de l'azote disponible²³²

Toute vie terrestre repose sur de grands cycles biogéochimiques (carbone, azote, oxygène, eau). La disponibilité d'éléments nutritifs dans le sol détermine en partie la composition des espèces végétales. L'azote fait partie des éléments nutritifs essentiels. En quantité trop faibles ou trop fortes, il empêche le développement de certaines espèces : c'est un facteur limitant [ETCHELECOU *et al.*, 2001, p. 56 ; VITOUSEK et HOWARTH, 1991 *in* NÄSHOLM, 1998, p. 87 ; LEE, HARMER et IGNACIUK, 1983 *in* LEE et CAPORN, 1998, p. 127]. Autrement dit, l'azote, comme d'autres paramètres du milieu, s'oppose à l'existence d'une plante, d'une espèce, d'un groupement, voire de toute une végétation, dès lors qu'il atteint un seuil critique [DA LAGE et METAILIE, 2000, p. 216]. On comprend alors que toute modification des niveaux d'azote réduit ou accroît l'espace « colonisable » pour les plantes selon leur sensibilité à ce facteur limitant.

²³² On ne s'improvise pas biologiste, pédologue ou écotoxicologue, c'est pourquoi nous nous contentons ici de présenter les avancées que nous qualifierons d'« intelligibles » pour des non-spécialistes. En effet, les aspects les plus techniques, faisant appel à la biochimie ou d'autres secteurs de pointe de la biologie ou de la pédologie, et qui traitent du fonctionnement de la communication des informations entre diverses cellules, de la régulation des flux etc., ne sont pas abordés ici bien que les molécules d'azote y jouent un rôle. Ces recherches fondamentales en cours dépassent largement nos compétences. Il est donc difficile d'en tirer des conclusions « appliquées ». De fait, l'échelle de travail microscopique et infra cellulaire est totalement ignorée dans ce travail. Il n'empêche que des incidences ont bel et bien lieu à cette échelle [STULEN *et al.*, 1998 par exemple]. Et, en toute logique, cela se répercute sans doute au niveau supérieur.

1.2.1 Pour chaque individu, modification de la nutrition et conséquences

Pour BOBBINK [1998, p. 164], les concentrations actuelles de NO_x et de NH_y dans l'air ambiant à l'échelle régionale, ne menacent pas directement la végétation en Europe, sauf à proximité immédiate d'importantes sources ou pour des lichens et bryophytes sensibles [ASHMORE et WILSON, 1994 ; LEE et CAPORN, 1998 *in* BOBBINK, 1998, p. 164] car ces derniers sont pleinement dépendants de l'assimilation foliaire [REINERS et OLSON, 1984 *in* VAN DER EERDEN, 1998, p. 203]. Les principaux impacts sont plutôt attachés à de multiples processus liés aux dépôts au sol. Ces processus se conjuguent parfois simultanément au sein du même écosystème : acidification des sols, lessivage des nutriments, accroissement des concentrations toxiques en aluminium, réduction des mécanismes de nutrition (baisse du nombre de mycorhizes), eutrophisation. Il est très difficile de distinguer les effets liés à tel ou tel processus tant les interactions sont nombreuses et complexes. Nous avons toutefois tenté de distinguer quelques grandes catégories pour faciliter la compréhension. Il n'est pas certain que le découpage proposé soit le plus pertinent ; c'est une proposition parmi d'autres.

1.2.1.1 Assimilation d'azote par le feuillage et lessivage des minéraux

L'assimilation d'azote par la partie aérienne de la plante peut subvenir de façon significative à ses besoins en azote. Cependant, ce mode d'assimilation diffère de celle des racines et a une incidence sur la plante car les racines sont capables de réguler cette assimilation lorsque les teneurs sont trop fortes, alors que les feuilles ne contrôlent pas leur assimilation d'azote gazeux. De la même façon, seules les racines sont capables de contrôler le pH à travers des processus d'échange avec leur environnement, ce dont les feuilles sont incapables [NÄSHOLM, 1998, p. 88]. C'est particulièrement vrai lorsque les dépôts ont lieu sous forme humide ou si le feuillage est lui-même humide en surface car l'acidité et les teneurs en ions se concentrent au cours de l'évaporation de la pellicule d'eau qui est déposée. La perméabilité de la cuticule des feuilles et des aiguilles est modifiée, favorisant ainsi le lessivage (la récréation²³³) des minéraux. Ainsi les feuilles des plantes

²³³ Il existe, au niveau des feuilles, des échanges actifs entre l'eau de pluie qui ruisselle à leur surface et les cellules de l'épiderme à travers la cuticule et les stomates. Lors de ces échanges, les feuilles absorbent de l'ammonium et des protons et libèrent des cations K, Ca, Mg. Cette libération constitue la récréation. La différence des flux d'un cation entre les pluviollessivats et les pluies représente donc la somme algébrique de la récréation et des dépôts lessivés. Pour estimer ces derniers, il faut, le plus souvent sur des bases très indirectes et très incertaines, répartir la différence de flux entre les deux processus [BONNEAU *et al.*, 1992, web].

sont plus vulnérables car elles ne régulent ni les quantités assimilées, ni le niveau de pH. C'est pourquoi, depuis peu, de nouvelles charges critiques d'azote ont été calculées : il s'agit des concentrations d'azote dans le feuillage. Ces dernières doivent rester inférieures à une limite critique de 18 g/kg. Au-dessus de cette limite, on peut s'attendre à différents effets sur les arbres : vulnérabilité accrue à la sécheresse, au gel, aux ravageurs et aux maladies [CEE-NU, 2002b, p. 3].

Enfin, il est important de noter que l'assimilation d'azote par les feuilles interagit sur les racines dont la croissance diminue²³⁴ [MULLER *et al.*, 1996, WELLBURN, 1990 ; YIN et RAVEN, 1997 *in* NÅSHOLM, 1998, p. 88]. Ce point est maintenant approfondi.

1.2.1.2 Modification du rapport partie aérienne / racines

Les dépôts d'azote atmosphérique influencent la répartition de la biomasse entre la partie aérienne et le système racinaire (développement de la partie aérienne au détriment du système racinaire) ainsi que l'association mycorhizienne de la plante [BOBBINK, 1998, p. 164], que ce soit pour les arbres ou les espèces herbacées autochtones²³⁵. Il apparaît de plus en plus évident que l'assimilation foliaire d'azote réduit l'assimilation d'azote par les racines [SRIVASTAVA et ORMROD, 1986 ; PÉREZ-SOBA et VAN DER EERDEN, 1993 *in* VAN DER EERDEN, 1998, p. 203], bien que le mécanisme moteur ne soit pas clair actuellement. La modification de ce rapport partie aérienne / racines implique que les surfaces de captation des eaux (les racines) diminuent par rapport aux surfaces de transpiration (les feuilles), ce qui provoque une augmentation de la sensibilité aux épisodes de sécheresses (sévères) accompagnée d'une réduction substantielle de la croissance de la plante. Les expériences de terrain, avec des apports réalistes d'azote, sur du long terme sont cependant trop peu nombreuses pour généraliser. C'est pourquoi ce critère, bien que réel, n'est pas utilisé comme indicateur d'impact sur le terrain [CEE-NU, 2001b, p. 7] ; trop d'éléments interfèrent.

Si l'assimilation par les feuilles n'est pas sans incidence sur le fonctionnement des plantes, il est toutefois acquis que la plupart des changements dans la composition des espèces de la végétation (semi-)naturelle sont dus pour l'essentiel aux dépôts totaux d'azote au sol

²³⁴ On ne peut toutefois pas déterminer clairement si cet effet est lié uniquement à l'assimilation par les feuilles ou à une augmentation générale des teneurs en azote [NÅSHOLM, 1998, p. 88].

²³⁵ Même si les changements sur le terrain sont moins clairs que ceux observés en expérimentation *in vitro* [AERTS et BOBBINK, 1998 *in* BOBBINK, 1998, p. 164].

[BOBBINK, 1998, p. 164]. Les deux processus majeurs générés par ces dépôts sont l'acidification et l'eutrophisation.

1.2.1.3 Au niveau du sol, deux processus majeurs : l'acidification et l'eutrophisation

Dans certains écosystèmes, les effets de l'eutrophisation surviennent en même temps que l'acidification des sols. Pour BOBBINK [1998, p. 166], démêler les interactions à long terme des effets eutrophisant et acidifiant des éléments azotés oxydés et réduits est un défi majeur pour les recherches avenir.

L'acidification. – Les dépôts acides modifient la composition chimique de certains sols en les acidifiant²³⁶. L'acidification des sols est un phénomène naturel²³⁷. Mais, au cours des dernières années, elle a été largement amplifiée par l'augmentation de certains polluants atmosphériques, surtout dans des zones montagneuses où les sols sont pauvres. Rappelons que les principaux éléments acidifiants sont les composés soufrés et azotés, ces derniers surtout sous sa forme réduite (ammonium) [CEE-NU, 2002c, p. 5].

Jusqu'à tout récemment, le rôle des composés azotés au plan de l'acidification des eaux de surface et des sols était en quelque sorte minimisé. Les biologistes et biogéochimistes croyaient que l'azote était totalement assimilé par les plantes et les micro-organismes et que ce processus permettait de générer les composés basiques nécessaires pour la neutralisation des nitrates acides. Ces derniers croyaient d'ailleurs que ce processus pouvait aider à la fertilisation des sols des forêts tempérés, dont la croissance est limitée par la disponibilité de l'azote. On appréhendait davantage un impact au niveau de l'eutrophisation des eaux côtières qu'un impact sur l'acidification des eaux de surface et des sols. Le fait que le cycle de l'azote soit très complexe a aussi contribué à mettre ce facteur de coté dans de nombreuses études. Bien que certains chercheurs, tels que GRENNFELT et HULTBERG [1986 *in* DUPONT *et al.*, 2000, p. 2] aient reconnu très tôt l'implication

²³⁶ Les dépôts acides ne sont pas forcément acidifiants. C'est le cas lorsque les sols « récepteurs » ont une capacité à neutraliser les acides (CNA) suffisante.

²³⁷ L'acidification est un processus naturel qui a pour principale origine l'activité des organismes vivants. Les racines, les champignons, et les bactéries produisent des acides organiques et du gaz carbonique au cours de leur respiration. Ce gaz se dissout et se transforme en acide bi-carbonique dans l'eau du sol (l'eau de pluie contient également souvent de l'acide carbonique qui provient du gaz carbonique de l'atmosphère). Par ailleurs, la décomposition incomplète des végétaux morts produit un humus riche en acides organiques. L'acidification naturelle est favorisée par les climats pluvieux et froids. Cependant, il s'agit d'un phénomène très lent et il n'est pas inutile de noter que les acides produits naturellement sont surtout des « acides faibles » car ils produisent peu de protons [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. Contrairement aux acides produits par les organismes vivants, les acides sulfurique et nitrique sont des « acides forts » car ils produisent beaucoup de protons [DAMBRINE *et al.*, 2001, web] mais en Europe, la pollution atmosphérique est assez souvent le principal facteur d'acidification.

potentielle de l'azote au plan de l'acidification, ce n'est qu'au milieu des années 1990 que la communauté scientifique a commencé à montrer son inquiétude quant au rôle que pourrait tenir l'azote sur ce plan. Aujourd'hui, de plus en plus d'études confirment l'impact significatif des dépôts azotés sur l'acidification. L'observation directe de la saturation en azote ou de l'acidification par les formes azotées demeure encore très difficile à faire du fait que des évidences claires ne deviennent apparentes que durant les dernières phases du processus de saturation. De plus, les concentrations de nitrates atteignent des maxima sur une base saisonnière ou épisodique²³⁸. Les réseaux spatiaux de surveillance existants sont rarement conçus de manière à couvrir ces périodes annuelles [DUPONT *et al.*, 2000, p. 2].

Pour que l'acidification d'un milieu naturel ait lieu, il faut que l'acidité l'affectant dépasse la capacité de ce milieu à neutraliser les acides. Ceci arrive le plus souvent lorsque au moins l'un des cas de figures suivants est rencontré : (a) l'acidité affectant le milieu est élevée ; (b) la capacité du milieu à neutraliser les acides (CNA) est faible [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. La capacité à neutraliser les acides est donc une propriété fondamentale des sols vis-à-vis des risques liés aux dépôts acides. Elle dépend essentiellement du type de roche dont il est issu. A long terme, ces processus conduisent à [VAN BREEMEN *et al.*, 1982 ; ULRICH, 1983, 1991 *in* BOBBINK, 1998, p. 165 ; GUEROLD, 2002, p. 15] :

- la perte de la capacité à neutraliser l'acidité (CNA),
- la baisse du pH et la perte de cations basiques (calcium, magnésium et potassium). L'acidification des sols sous la zone racinaire s'accompagne d'une perte nette en cations basiques. Dans ces conditions, on observe une accumulation de matière organique et d'éléments nutritifs dans la couche superficielle [CEE-NU, 2001a, p. 11]. Or, lorsqu'une part substantielle des nutriments, en particulier du magnésium (Mg), est concentrée dans la couche organique (humus) au détriment de la couche minérale, la forêt est en mauvais état [CEE-NU, 2002d, p. 5].
- l'augmentation (parfois très importante) des concentrations en métaux lourds (notamment l'aluminium mobilisé à partir des sols qui est toxique pour les racines). Le rapport aluminium/cations basiques libérés serait un élément clef en ce qui concerne les influences des apports acides s'exerçant par le biais du sol [CEE-NU, 2002d, p. 9].
- des changements dans la balance des formes azotées.

²³⁸ Dans les systèmes naturels, la disponibilité en azote habituelle varie : elle est haute durant la saison de croissance de la plante et basse en hiver [RUNGE, 1983 *in* NÅSHOLM, 1998, p. 89]. L'intérêt de la distinction des dépôts selon la période hivernale et estivale est de savoir quel pourcentage de chacun des éléments arrive pendant la période d'activité physiologique ou de repos. L'influence sur le cycle nutritif interne sera plus grande en période estivale, notamment pour les dépôts azotés. Ces derniers seront plutôt lessivés en hiver et influenceront beaucoup moins, voire pas du tout, la croissance des arbres [ULRICH *et al.*, 1998, p. 55-56].

L'eutrophisation. – L'eutrophisation est un processus d'enrichissement en azote [THIMONIER, 1994, p. 20]. Dans un premier temps et dans certaines limites, la croissance des plantes peut augmenter sous l'effet fertilisant de l'azote. Mais à un certain point, quand la déficience naturelle en azote d'un écosystème est complètement comblée, la croissance des plantes est alors limitée par la pénurie en autres ressources comme le phosphore, le calcium ou l'eau. Quand la végétation ne peut plus répondre à davantage d'apports azotés, l'écosystème est « saturé en azote ». En théorie, quand l'écosystème est saturé en azote et que son sol, ses plantes et micro-organismes ne peuvent plus utiliser ou retenir ces apports, ces derniers sont relargués dans les eaux de ruissellement ou d'infiltration et dans l'atmosphère [VITOUSEK *et al.*, 1997, p. 8]. En effet, dans les zones exposées depuis plusieurs années à d'importants dépôts azotés, la réponse prédominante à ce « surplus » est l'exportation d'azote en dehors de l'écosystème. Deux voies permettent cette exportation : l'émission de gaz azotés, ou le lessivage par l'eau du sol [NÄSHOLM, 1998, p. 89]²³⁹. Ajoutons que lorsque les dépôts augmentent, les processus de l'azote contribuent de plus en plus à l'acidité [CEE-NU, 2002d, p. 10].

1.2.1.4 Altération du système mycorhizien, réduction des capacités de nutrition

Baisse du nombre de mycorhizes. – Dans des conditions de pauvreté en azote, les racines des arbres ont généralement un taux de mycorhization très important, et cette symbiose est avantageuse pour la vitalité des arbres et, en conséquence pour la stabilité et la production de la forêt. Rappelons pour mémoire que le mycélium du champignon augmente la surface de contact entre les racines et le sol. En s'étendant très loin des racines (une dizaine de centimètres), le mycélium draine vers elles de l'eau et des sels minéraux. Il synthétise d'autre part des molécules organiques directement assimilable par la plante hôte [CACHAN et MANGENOT, 1997, Cédérom]. De nombreuses études montrent que lorsque les dépôts azotés augmentent, le taux de mycorhization décroît ; cependant il n'est pas toujours facile d'interpréter cette réponse : est-ce une adaptation fonctionnelle (la demande en azote de l'arbre hôte peut être comblée sans l'aide des champignons mycorhiziens) ou est-ce que cette adaptation constitue le premier pallier des réponses négatives telles que l'accroissement de la sensibilité à la pénurie d'eau et de nutriments autres que l'azote ?

²³⁹ Il existe des relations entre les flux de dépôts et les flux de lessivage d'azote, ainsi qu'entre le rapport C/N du tapis forestier et les flux de lessivage d'azote observés sur les sites du PIC-Surveillance intégrée (voir fig. 1). Le rapport C/N de l'horizon organique du sol semble fournir une estimation raisonnable du flux annuel d'exportation d'azote pour les sites forestiers européens qui reçoivent des dépôts d'azote au sol pouvant aller jusqu'à 30 kg/ha/an environ [DISE *et al.*, 1998b ; FORSIUS *et al.*, 2001 in CEE-NU, 2002d, p. 10].

Pour WALLENDEN et KOTTKE [1998 in VAN DER EERDEN, 1998, p. 201] les changements observés au niveau de la structure et de la physiologie des champignons mycorhiziens, hautement sensibles aux dépôts azotés, doivent être vus comme les premiers indicateurs des changements dans l'écosystème.

Au total, pour les espèces à ectomycorhize (la plupart des arbres de la zone tempérée et boréale), les effets de l'augmentation des apports azotés, notamment ceux de l'ammonium, sont nets : le taux de mycorhization et le nombre de fructifications ont diminué avec de fortes teneurs, ce qui peut avoir une influence négative sur le fonctionnement individuel des arbres [BOBBINK, 1998, p. 164].

Réduction des capacités de nutrition. – Suivant les conditions du milieu et les espèces, les racines ne développent pas toujours d'associations symbiotiques avec des mycorhizes (ou peu) et ces dernières subviennent alors seules aux besoins en nutriments et en eau de la plante. Des études approfondies ont révélé que les modifications de l'environnement induites par l'acidification et/ou l'eutrophisation des sols forestiers ont aussi des effets sur la structure des systèmes racinaires, qui ont tendance à s'aplatir [SVERDRUP et WARFVINGE, 1993 ; FLÜCKIGER, 1999 ; MATZNER et MURACH, 1995 in CEE-NU, 2001a, p. 11]. De plus, la vitalité des radicelles et la colonisation par les mycorhizes peuvent être amoindries (cf. § précédent) [CEE-NU, 2001a, p. 11]. L'acidification des sols conduit aussi à une diminution de la capacité des racines et des mycorhizes des arbres à prélever ces éléments. En effet, l'acidification des sols entraîne la libération d'aluminium. Or ce dernier est toxique pour les racines dont la croissance est réduite²⁴⁰. Ces altérations du système racinaire implique que le surplus de croissance des arbres fréquemment observé [SPIECKER *et al.*, 1996 in CEE-NU, 2001a, p. 11] ne s'accompagne pas nécessairement d'un développement accru des racines en sous-sol. Au contraire, on assiste souvent à la tendance inverse, marquée par une augmentation du rapport tronc/racine. Il s'ensuivra une plus grande instabilité des arbres et des forêts, qui deviendront plus vulnérables aux perturbations touchant les éléments nutritifs et l'eau. La conclusion est que l'évolution des systèmes racinaires rend les arbres plus vulnérables aux perturbations liées à la sécheresse et aux nutriments, car la minéralisation des nutriments est ralentie pendant les périodes de sécheresse [CEE-NU, 2001a, p. 11].

²⁴⁰ Les fortes teneurs en aluminium du sol réduisent la croissance des racines des arbres : lorsque le sol est acide, cela libère une forme d'aluminium qui est toxique pour les racines (l'aluminium "trivalent"). Comme les effets négatifs de l'aluminium sont compensés par ceux du calcium et du magnésium, on représente le degré de toxicité de la solution par le rapport de la somme des concentrations en calcium et en magnésium sur la concentration d'aluminium : plus le rapport est élevé et plus les racines trouvent les éléments nutritifs nécessaires à leur croissance [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

Sensibilité accrue des végétaux aux stress secondaires. – Les changements dans les performances de la plante et la répartition de la biomasse, notamment le rapport racine / partie aérienne qui se modifie, peut modifier la sensibilité des espèces aux périodes de sécheresse et de froid (gel). La résistance aux maladies peut aussi être influencée par la moindre vitalité des individus subissant les impacts des polluants, tandis que l'augmentation d'azote organique contenu dans les plantes augmente la quantité de nourriture disponible pour les insectes herbivores [BROWN, 1995 in BOBBINK, 1998, p. 167]. Il a été démontré, dans la lande sèche à *Calluna vulgaris* (espèce de Bruyère) des Pays-Bas qu'il existe une relation entre l'apport d'azote et les attaques du coléoptère des landes (*Lochmaea suturalis*) qui se nourrit exclusivement des parties vertes de *Calluna vulgaris*. Les diverses expériences de terrain et de fumigation d'azote ont montré que l'apport d'azote augmente clairement la croissance des larves et la sévérité des attaques de coléoptères [par exemple AERTS et HEIL, 1993 in BOBBINK, 1998, p. 167]. Cela corrobore les observations d'autres auteurs sur la saisonnalité des impacts en relation avec les fluctuations « naturelles » des niveaux d'azote. NORDIN, NÄSHOLM et ERICSSON [non publié in NÄSHOLM, 1998, p. 89] ont observé que l'augmentation des concentrations des substances de stockage dans le sol, habituellement des composés azotés solubles, survient au moment où les herbivores ou les champignons parasites se reproduisent, ce qui peut augmenter les attaques de ces ennemis naturels des plantes.

Action conjuguée de tous les facteurs. – Les sols pauvres en éléments nutritifs, acidifiés par de forts dépôts atmosphériques acides, perdent des quantités importantes de calcium et de magnésium. Des risques de carences nutritionnelles peuvent alors survenir (réduction des capacités de prélèvements des racines et des mycorhizes). Par ailleurs, l'azote contenu dans les dépôts atmosphériques azotés stimule la croissance et augmente les besoins en éléments nutritifs des arbres [THIMONIER, 1994, p. 123 ; p. 162]. Ces derniers sont donc dans une situation où les besoins en calcium et magnésium sont élevés, mais où les ressources sont réduites ce qui aggrave les déficiences nutritionnelles.

Dans des peuplements âgés et / ou denses, un stress intense, comme une série d'années sèches, provoque une dégradation de l'état de santé des racines. Les arbres manquent alors à la fois d'eau et d'éléments nutritifs. Ceci conduit à une accentuation des carences, à une perte d'une partie du feuillage, à une diminution de la photosynthèse et à terme à une baisse de la croissance. L'arbre affaibli est plus sensible aux parasites, ce qui accentue encore la faiblesse des peuplements. Par ailleurs, il est possible que la pollution par l'ozone

(plus marquée en montagne) contribue à affaiblir les arbres [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. La Figure 44²⁴¹ propose un résumé illustré des principaux impacts à l'échelle des individus.

1.2.2 Pour les phytocénoses, une redistribution de la compétitivité des espèces

Chaque espèce possède une niche écologique définie et sa présence est indicatrice, selon les cas, de l'acidité et de la fertilité du sol, de son régime hydrique ou du micro-climat. L'ensemble des espèces présentes dans une station apporte donc une information souvent très précise sur les conditions environnementales [DUPOUEY *et al.*, 1999, p. 219]. L'acidification et l'eutrophisation des milieux (semi)naturels perturbent la flore.

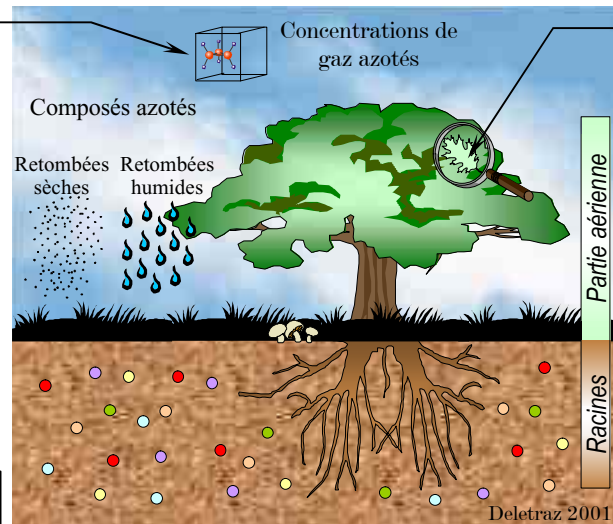
Effets de l'acidification sur les groupements végétaux. – Les variations dans le temps de la composition de la végétation au sol peuvent être influencées par les dépôts atmosphériques. Des études indiquent une influence prédominante de la chimie du sol, en particulier du pH, sur l'occurrence des différentes espèces. La plupart des espèces se rencontrent dans des conditions alcalines tandis que, pour les sites acides, seules quelques espèces particulièrement adaptées sont prédominantes. Cette conclusion rejoint l'idée actuelle selon laquelle l'acidification est un facteur qui compromet la diversité biologique [CEE-NU, 2002b, p. 7].

Dans cette situation, les espèces résistant à l'acidité deviennent finalement dominantes, avec la disparition concomitante des espèces typiques menacées aux valeurs intermédiaires de pH (6,5 – 4,5), comme par exemple la végétation des lacs d'eau douce, les communautés des prairies et la sous-strate forestière [ROELOFS *et al.*, 1996 in BOBBINK, 1998, p. 165]. Un exemple classique dans ce sens est le site de ROTHAMSTED (Angleterre), l'expérimentation la plus longue d'apport en nutriments [GOULDING *et al.*, 1998 in BOBBINK, 1998, p. 165]. On a observé une grande réduction botanique : seules 1 ou 2 herbes, néanmoins productives, ont persisté sur ce sol acidifié, riche en ammonium (dans cet essai, c'est de l'ammonium qui est appliqué) [BOBBINK, 1998, p. 165].

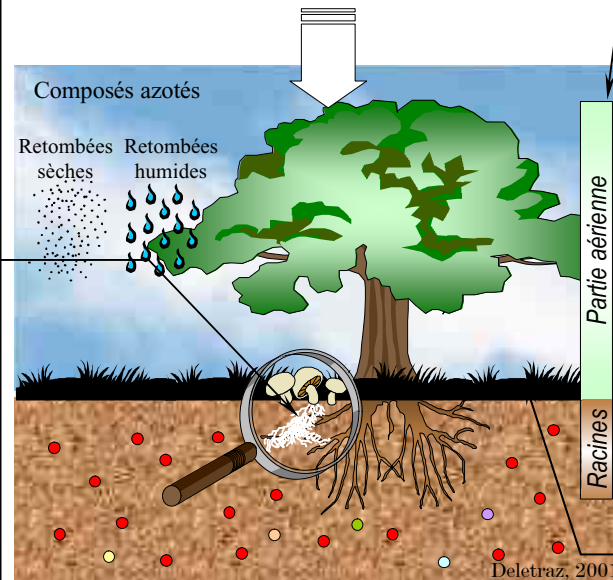
²⁴¹ Cette figure a été présentée pour la première fois dans le rapport de synthèse du Programme Ecosystèmes-Transports-Pollutions 1998-2001 [ETCHELECOU *et al.*, 2001, p. 57] puis en octobre 2001 dans le cadre du colloque « *Risque d'accidents et risques environnementaux dans les transports terrestres – Méthode d'analyse et de modélisation spatiales* » à Besançon (laboratoire THEMA) [DELETRAZ et DABOS, 2001].

EFFETS DIRECTS DES GAZ
Des changements physiologiques et une réduction de la croissance à de hautes concentrations de gaz azoté a été mis en évidence par des études en chambres à ciel ouvert. Cependant, la végétation en Europe n'est pas menacée directement par les concentrations ambiantes actuelles, sauf localement près d'importantes sources et pour certains lichens et bryophytes (mousses), très sensibles.

EFFETS SUR LA NUTRITION :
ACTION CONJUGUEE DE L'ACIDIFICATION DES SOLS ET DE LA DIMINUTION DU TAUX DE MYCORHIZATION
Les champignons mycorhiziens sont bénéfiques pour la plante, notamment dans les milieux pauvres en éléments nutritifs, où le champignon facilite l'assimilation de l'azote, mais aussi celle des autres nutriments vitaux (phosphore, magnésium, etc.).
La diminution du nombre des mycorhizes (en réponse à l'apport d'azote supplémentaire), associée à la baisse de la capacité des racines à prélever les nutriments (en s'acidifiant, le sol libère de l'aluminium, toxique pour les racines), réduisent la capacité des plantes à subvenir à leurs besoins.
Dans le même temps, les dépôts azotés acidifient le sol d'où la perte de nutriments par lessivage mais, parallèlement, ces derniers stimulent la croissance des végétaux. Ceci crée une situation où le besoin nutritionnel est accru mais où les capacités de prélèvement et les quantités disponibles sont réduites : des carences et dépérissements peuvent apparaître et fragiliser le végétal vis-à-vis des agressions extérieures (climat, parasites).



L'assimilation de gaz par les feuilles et/ou l'accroissement des dépôts provoquent un surdimensionnement de la partie aérienne de la plante par rapport aux racines.



L'augmentation des surfaces de transpirations (feuilles) par rapport aux surfaces de captation de l'eau (racines) entraîne une plus grande vulnérabilité à la sécheresse et au froid.
L'apport d'azote supplémentaire peut entraîner des déséquilibres nutritionnels :

*besoins plus importants
+ capacité de prélèvements réduite
+ appauvrissement du sol
= carences*

ASSIMILATION DE L'AZOTE PAR LA PARTIE AERIENNE

L'augmentation des concentrations de gaz azotés et/ou leur dépôt entraînent une augmentation de l'assimilation d'azote à travers les feuilles qui subviennent alors de façon significative aux besoins en azote de la plante. Cependant, cela n'est pas sans incidence pour la plante : si les racines sont capables de réguler le pH et l'assimilation d'azote en présence de fortes teneurs, ce n'est pas le cas des feuilles. D'autre part, lorsque l'azote est assimilé par les feuilles, il semble que la croissance des racines diminue, bien qu'on ne puisse clairement déterminer si cet effet est lié uniquement à l'assimilation par les feuilles ou à une augmentation générale des teneurs en azote.

MODIFICATION DU RAPPORT PARTIE AERIENNE / RACINES

La modification de ce rapport partie aérienne / racines impliquerait que les surfaces de captation des eaux (les racines) diminuent par rapport aux surfaces de transpiration (les feuilles), ce qui entraîne une augmentation de la sensibilité aux épisodes de sécheresses (sévères) et donc une réduction substantielle de la croissance de la plante.

VULNERABILITE ACCRUE FACE AUX STRESS SECONDAIRES

Les changements dans les performances de la plante et la répartition de la biomasse (rapport racines / partie aérienne qui se modifie) accroît la vulnérabilité des espèces aux périodes de sécheresse et de froid : la proportion de la partie aérienne de *Calluna vulgaris* (une espèce de Bruyère) souffrant des atteintes de l'hiver a augmenté de 50-75% après 6 ans d'addition d'azote (expérience mise en place aux Pays-Bas). Dans des prairies du Minnesota (Etats-Unis), lors des années sans sécheresse, les parcelles de prairie devenues pauvres en espèces par excès d'azote sont plus sensibles aux « caprices » normaux du climat (grandes variations de leur productivité) que les parcelles plus diversifiées.
D'autre part, l'augmentation d'azote organique contenu dans les plantes et le sol augmente la quantité de nourriture disponible pour les insectes herbivores : l'apport d'azote favorise clairement la croissance des larves et la sévérité des attaques de coléoptères.

Figure 44 : Quelques impacts observés de la pollution azotée sur les végétaux d'après BOBBINK, 1998 ; DUPOUEY et al., 1993 ; NÄSLHOLM, 1998 ; VITOUSEK et al., 1997

Les résultats indiquent que l'acidification des sols exerce une influence négative sur la diversité des espèces composant le tapis végétal des forêts [CEE-NU, 2002d, p. 5]. Toutefois, l'eutrophisation est tout autant génératrice de modifications des compositions floristiques.

L'accumulation d'azote modifie la compétition entre espèces. – Dans beaucoup d'écosystèmes naturels, la limitation des apports d'azote biologiquement disponible est un facteur de vie : beaucoup d'espèces autochtones sont adaptées pour mieux fonctionner avec cette contrainte (c'est le cas en montagne). Des apports supplémentaires dans ces écosystèmes peuvent causer de dramatiques transferts parmi les espèces dominantes, et une réduction générale de la diversité puisque les quelques plantes adaptées à une assimilation plus importante d'azote sortent de la compétition leurs voisines [VITOUSEK *et al.*, 1997, p. 9].

Bien que la séquence des événements induits par l'enrichissement en azote soit complexe, les généralisations suivantes peuvent néanmoins être faites. L'augmentation des apports azotés entraîne une augmentation graduelle de l'azote disponible dans le sol qui dépend de la quantité d'azote nouveau et de la durée de l'apport dans le système. Dans de nombreux écosystèmes oligotrophes ou mesotrophes, la croissance de la plante est limitée par l'azote disponible dans le sol. La rétention d'azote dans les milieux pauvres est généralement forte (faibles taux de lessivage et de dénitrification), conduisant alors à une décomposition plus rapide de la litière accumulée et à l'accroissement du taux de minéralisation de l'azote. Cela aboutit finalement à un « remplacement » des espèces originelles par des espèces nitrophiles avec des taux de croissance (légèrement) plus élevé et une plus grande stature, notamment dans des conditions oligotrophes ou mésotrophes [BOBBINK, 1998, p. 165].

Avec des quantités d'azote disponibles intermédiaires, une augmentation des apports peut, selon ce processus, causer une diminution significative de la diversité à cause de l'exclusion de la compétition. Sur les sols très pauvres en éléments nutritifs, la diversité augmente parfois en liaison avec l'augmentation des apports d'azote qui permet aux plantes intolérantes aux conditions originelles d'envahir le secteur. Mais, dans ce cas, la flore native de l'environnement en question décline. Dans quelques études sur la végétation (semi)naturelle, la production des plantes n'a pas « répondu » à l'apport d'azote, ce qui suggère que ces communautés sont avant tout limité par le phosphore [MORECROFT, SELLERS et LEE, 1994 ; VERHOEVEN, KOERSELMAN et MEULEMAN, 1996 ; CARROLL *et al.*, 1997 ; LEE et CAPORN, 1998 *in* BOBBINK, 1998, p. 165]. Dans la plupart des investigations menées sur ces communautés, la minéralisation et le lessivage par l'eau du sol ont visiblement augmenté après plusieurs années. D'autre part, il a été montré que les

différences dans les pratiques peuvent influencer les effets de l'eutrophisation par l'azote dans la végétation semi-naturelle [KOERNER *et al.*, 1999 ; JUSSY, 1998].

De sévères changements ont été observés dans la composition des espèces dans les régions à fort niveau d'azote ou dans les expériences *in vivo* après plusieurs années d'addition d'azote [BOBBINK *et al.*, 1998 *in* BOBBINK, 1998, p. 165] : un cas extrême, souvent cité dans la littérature, tant européenne qu'américaine est celui des Pays-Bas. Dans ce pays, la densité humaine, l'élevage intensif, l'industrie et les transports se combinent pour donner les dépôts azotés les plus élevés du monde. Une des conséquences – très étudiée – a été la transformation des landes à chaméphytes en pelouses à graminées et forêts pauvres en espèces [DUPOUEY *et al.*, 1993, p. 393], entraînant du même coup une réduction de la diversité des paysages puisque les communautés modifiées ressemblent maintenant à celles occupant les sols les plus fertiles. L'unique communauté d'espèces adaptées aux sols sablonneux, pauvres en azote est en train de disparaître de cette région [VITOUSEK *et al.*, 1997, p. 9]. Dans une proportion heureusement moins dramatique, mais significative, de pareils changements ont été mis en évidence dans les forêts du Nord-Est de la France.

L'exemple des changements de végétation observés dans les forêts du Nord-Est de la France [DUPOUEY *et al.*, 1999²⁴²]. – Quatre études, menées entre 1990 et 1992 ont montré que, en 20 ans, d'importantes modifications de la végétation ont eu lieu dans les forêts du Nord-Est de la France. Sur sols calcaires et mésotrophes, le nombre d'espèce a augmenté de façon importante et toujours significative. Sur les sols acides, cette augmentation est moins marquée, et n'est significative que dans les hêtraies. Les espèces « nouvelles » sont pour la plupart des espèces indicatrices de sols riches en éléments nutritifs, ou à caractère nitrophile. De même, les espèces déjà présentes au début des années 1970, mais qui ont progressé depuis ont en commun d'être indicatrices de niveaux élevés de disponibilité en azote. Dans les quatre études, *Galeopsis tetrahit*, l'Ortie royale, progresse significativement : présente sur 4% des placettes en 1971, elle atteint alors 39% de fréquence de présence (forêt d'Amance). La progression de cette espèce a aussi été notée dans d'autres études de la dynamique de la végétation en Europe [BÜRGER, 1988 (en Allemagne) ; VAN BREEMEN et VAN DIJK, 1988 (en Hollande) *in* DUPOUEY *et al.*, 1999, p. 222]. A côté de la progression massive de ces espèces de milieux riches, on observe, plus discrète, la progression de certaines espèces acidiphiles, particulièrement sur substrats acides. Quelques rares espèces régressent en fréquence : la plus notable est la Mousse des

²⁴² Cet article, dont nous transcrivons les points essentiels constitue déjà « une synthèse des travaux menés depuis 1990 dans le quart Nord-Est de la France » [DUPOUEY *et al.*, 1999, p. 220].

jardiniers, *Rhytidiadelphus triquetrus*, qui dans les hêtraies du Nord-Est, disparaît dans 11% des placettes et dans 21% des placettes de la forêt d'Amance. Des observations similaires sur cette espèce ont été faites en Angleterre [ADAMS et PRESTON, 1992 in DUPOUEY *et al.*, 1999, p. 227] (cf. Figure 45).

Ainsi, entre 1970 et 1990, on a observé une augmentation de la disponibilité en azote. L'acidification est moins nette : sur sols alluviaux acides, il y a progression des espèces acidiphiles ou régression des neutrophiles indiquant une acidification du milieu alors que sur sols calcaires, aucun changement net du niveau d'acidité n'apparaît. Ces résultats étant corroborés par d'autres études européenne du même type [BECKER *et al.*, 1992 ; FALKENGREN-GRERUP et ERIKSSON, 1990 ; MEDWECKA-KORNAS et GAWRONSKI, 1991 in DUPOUEY *et al.*, 1999, p. 225], « on peut parler d'une eutrophisation de la végétation des forêts françaises et européennes. On n'observe pas de phénomène aussi net concernant l'évolution de l'acidité des sols » [DUPOUEY *et al.*, 1999, p. 225]. La cartographie de l'eutrophisation de la végétation en forêt d'Amance (cf. Carte 23) montre une structure spatiale très nette : l'eutrophisation est forte sur les lisières Sud et Sud-Ouest du massif, le cœur du massif a tendance à s'acidifier. Cette structure suggère une action des dépôts atmosphériques, connus pour être plus importants sur les bordures forestières. Les auteurs rappellent toutefois que d'autres causes, plus anciennes, sont parfois invoquées pour expliquer cette augmentation de la disponibilité en azote. L'arrêt de pratiques intensives appauvrissantes, telles que le soutrage, la fauche du tapis herbacé, ou la surexploitation du taillis pourraient expliquer une augmentation consécutive du stock de matière organique et donc du stock d'azote du sol. DUPOUEY *et al.* [1988, p. 228] mettent en garde contre les conséquences patrimoniales importantes de l'eutrophisation. On pourrait par exemple se réjouir de l'augmentation importante de la diversité en espèces des stations forestières. Cependant, celle-ci se fait surtout au profit d'espèces relativement exigeantes en azote et en éléments nutritifs, qui ne sont pas toujours les espèces de plus grande valeur patrimoniale (espèces banales [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]). On a pu montrer expérimentalement que des apports d'azote excessifs entraînaient, à terme, des diminutions sensibles de la diversité du milieu. Tous ces éléments décrivant des processus locaux rejoignent les remarques plus générales faites précédemment.

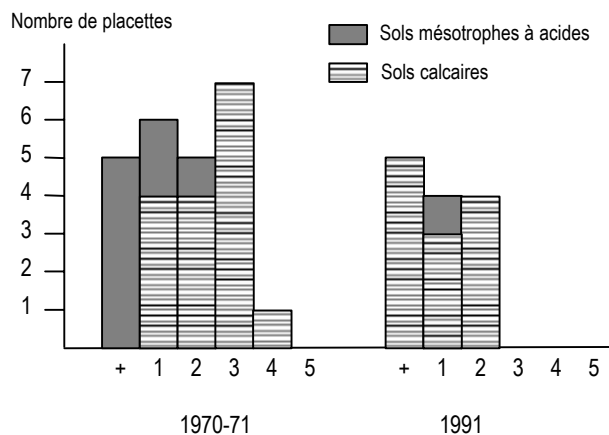
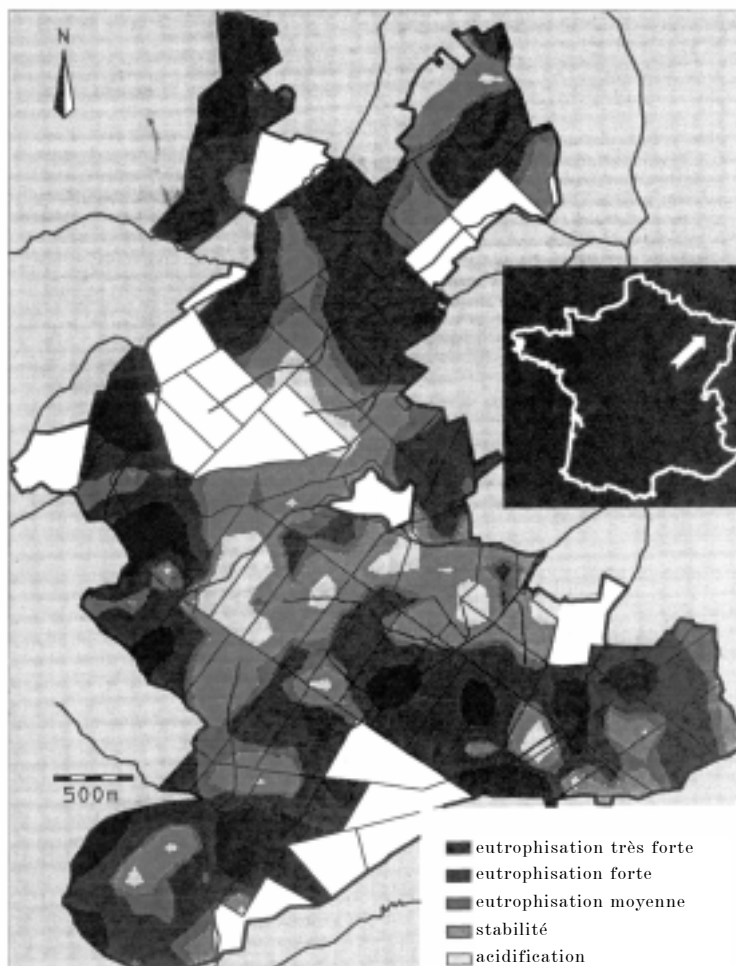


Figure 45 : Régression de la mousse *Rhytidiadelphus triquetrus* dans les hêtraies du Nord-Est de la France entre 1970 et 1990 [DUPOUEY et al., 1988, p. 223]

La figure indique la fréquence de présence de l'espèce (nombre de placettes où elle a été observée sur un total de 100 placettes explorées) selon son abondance-dominance dans chaque placette, pour les deux dates d'échantillonnage. L'abondance-dominance varie de + (espèce rare dans la placette) à 5 (espèce très abondante) selon une échelle définie par BRAUN-BLANQUET [DUPOUEY et al., 1999].



Carte 23 : Cartographie des changements de la végétation en forêt d'Amance (Meurthe-et-Moselle), entre 1970 et 1990 [DUPOUEY et al., 1998, p. 226].

Les zones en blanches n'ont pas été échantillonnées (jeunes plantations ou coupes de régénération à l'une ou l'autre des deux dates).

Pour résumer, dans les écosystèmes naturels, la plupart des espèces indigènes sont peu exigeantes en azote. Dès 1985, ELLENBERG [*in* THIMONIER, 1994, p. 165] met en évidence que les espèces menacées ou en voie de disparition sont justement celles cantonnées au milieu les plus pauvres en azote (notamment les milieux montagnard, malheureusement peu étudiés) et que l'enrichissement en azote fait craindre à plus long terme une réduction de la diversité floristique. Les facteurs qui interagissent sont nombreux. Les dépôts atmosphériques ne sont qu'un élément parmi d'autres [THIMONIER, 1994, p. 165]. De plus, ces interactions sont dépendantes du niveau d'échelle, un fait rarement reconnu dans les études expérimentales. Prévoir les effets des dépôts azotés sur la végétation à partir d'expériences effectuées à grande échelle peut, par conséquent être difficile. Cela souligne le besoin d'études couvrant de grandes surfaces et portant sur les effets des dépôts d'azote dans les secteurs jusqu'ici peu exposés [NÄSHOLM, 1998, p. 90]. Ainsi, à ce stade, les conséquences de l'addition d'azote par dépôt apparaissent déjà très complexes. Pourtant, la grande variété des formes azotées (variété temporelle et spatiale) ajoute encore quelques subtilités importantes.

Différence d'impact selon les formes azotées. – On a vu que l'azote est disponible pour la nutrition végétale sous différentes formes, plus ou moins recherchée selon les plantes. Bien que NO_3^- soit généralement considérée comme la forme azotée prédominante dans les sols bien aérés avec un pH neutre ou presque neutre, NH_4^+ est dominant dans les sols acides habituels de la plupart des forêts de conifères ou, plus généralement, dans les sols organiques. Les dépôts azotés peuvent affecter ce modèle par différents modes : soit le dépôt est dominé par des formes inorganiques d'azote, ce qui augmente la proportion des formes inorganiques par rapport aux formes d'azote organique, soit dans les sols à faible teneur en NO_3^- , le dépôt augmentera la part des nitrates [NÄSHOLM, 1998, p. 88].

Des études anciennes, confortées par des travaux récents montrent que les Ericacées (à ectendomycorhizes²⁴³) et les plantes à ectomycorhizes (ou mycorhizes ectotrophes²⁴⁴), qui représentent 3% des taxons végétaux²⁴⁵, peuvent assimiler l'azote organique [GUIGNARD,

²⁴³ Les ectendomycorhizes sont des types d'association intermédiaires entre les mycorhizes endo- et ectotrophes [MYCROWEB, 2001, web].

²⁴⁴ Mycorhizes dont les filaments mycéliens du champignon tissent un manchon autour de la racine de la plante supérieure [DA LAGE et METAILLIE, 2000, p. 187].

²⁴⁵ Les espèces (surtout des arbres) à ectomycorhizes ne représentent pas plus de 3 % des taxons végétaux, mais elles constituent cependant les essences dominantes des forêts des régions boréales, tempérées et montagneuses [MYCROWEB, 2001, web].

1993, p. 139], contrairement aux plantes à endomycorhizes (ou mycorhizes endotrophes²⁴⁶) qui représentent 80% des espèces végétales [MYCORWEB, 2001, web ; ABUZINADAH *et al.*, 1986 ; TURNBULL *et al.*, 1995 in NÄSHOLM, 1998, p. 88]. En effet, les champignons ectomycorhiziens contribuent de deux manières à améliorer la nutrition azotée des arbres-hôtes : (a) en mettant à disposition des formes d'azote généralement mal utilisées par les végétaux supérieurs : acides aminés, peptides et protéines et (b) en augmentant la quantité d'azote minéral absorbé par le système racinaire [MYCORWEB, 2001, web]. Cette caractéristique donne aux plantes à ectendomycorhizes et à ectomycorhizes un avantage compétitif dans les systèmes dominés par les formes azotées organiques et pourrait ainsi expliquer la dominance de ces plantes dans de nombreux écosystèmes boréaux et d'altitude. Le dépôt d'azote inorganique dans les systèmes dominés par de l'azote organique pourrait alors remettre en cause cet avantage lié aux processus de nutrition et favoriser les plantes à endomycorhizes [NÄSHOLM, 1998, p. 88].

Faibles compétiteurs pour NO_3^- , les conifères [KRONZUCKER *et al.*, 1997 in NÄSHOLM, 1998, p. 88] aussi bien que de nombreuses espèces Ericacées pourraient voir d'autres groupes de plantes devenir localement plus compétitifs. Cela peut avoir une grande importance pour les plantes des sous-strates forestières ou pour les arbres d'une forêt en phase de régénération. Ainsi, sans qu'il soit encore question d'apports supplémentaires qu'un point de vue quantitatif, les dépôts peuvent modifier la répartition des différentes formes azotées et, à cause des différences d'assimilation et d'usage par les espèces, provoquer d'importants changements dans les compositions végétales [NÄSHOLM, 1998, p. 88].

1.2.3 Acidification et eutrophisation des milieux aquatiques

L'impact des dépôts azotés sur les eaux de surface est bien connu. Parce que les eaux d'un lac circulent beaucoup plus lentement (écosystème « fermé »), elles auront tendance à s'acidifier plus rapidement que les eaux d'une rivière qui coule librement (écosystèmes « ouverts »). De nombreuses formes de vie aquatique ne peuvent exister si le pH de l'eau dépasse certaines limites. Un lac dont le pH se situe aux alentours de 6,0 est considéré en bonne santé; si le pH descend de 0,5, il s'ensuit une baisse de 25% dans le nombre d'espèces de poissons qui peuplent le lac. Une autre baisse de 0,5 et le pourcentage des espèces qui disparaissent monte à 75% [ENVIRONNEMENT CANADA, 1998, web].

²⁴⁶ Mycorhizes dont les filaments mycéliens du champignon pénètrent dans les cellules de la racine de la plante supérieure [DA LAGE et METAILIE, 2000, p. 193].

L'acidification affecte, entre autres, les truites dont la survie est conditionnée par l'acidité et la teneur en aluminium des eaux. Dans le massif vosgien, les populations de truites déclinent lorsque le pH de l'eau diminue. En dessous d'un pH de 5,5, elles disparaissent presque complètement, y compris dans les secteurs où des alevins sont introduits. Le seuil de toxicité en aluminium se situe à 200 microgrammes par litre. Ce taux est atteint lorsque le pH est inférieur à 5,5 [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

En plus, la reproduction des poissons qui survivent est compromise. Mais les effets de l'acidification progressive ne se limitent pas à la disparition des espèces ; on observe aussi une baisse du poids des poissons, un appauvrissement de la chaîne alimentaire - puisque des espèces sont disparues - une mortalité plus élevée des oeufs et des alevins, des problèmes de respiration chez plusieurs espèces de poissons [ENVIRONNEMENT CANADA, 1998, web].

Le pH à partir duquel une population périclité dépend de l'espèce, mais les premiers signes de déclin apparaissent généralement dès que le pH passe en dessous de 6,5. L'acidité n'est pas la seule cause du déclin des populations des ruisseaux. En effet, un pH bas favorise l'apparition d'aluminium soluble dont certaines formes sont toxiques [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

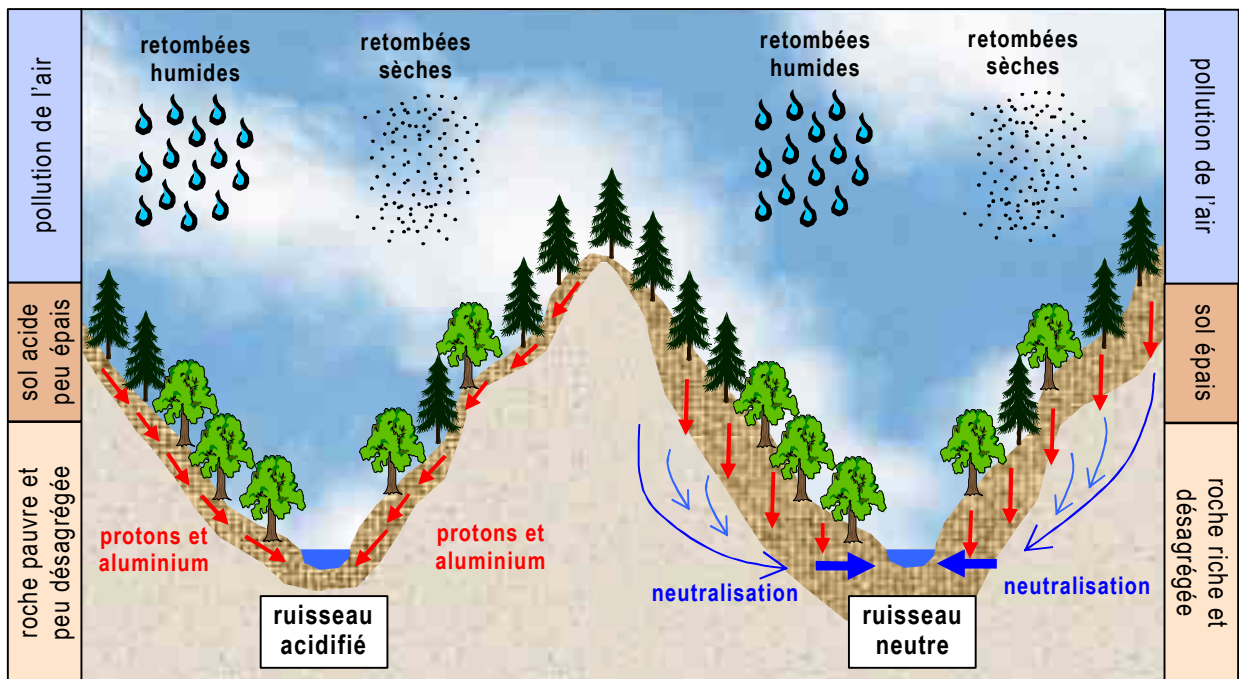
La végétation n'est pas épargnée : les plantes vasculaires sont peu à peu remplacées par des mousses et des sphaignes, qui accélèrent à leur tour le processus d'acidification. Les lacs acides ont un pH égal ou inférieur à 5,5.

La sensibilité des écosystèmes aquatiques aux précipitations acides dépend surtout des caractéristiques des sols et de la roche (composition chimique, biologique, minéralogique) à travers lesquels percolent les retombées acides avant de parvenir dans le cours d'eau ou le lac [ENVIRONNEMENT CANADA, 1998, web].

Lorsque les sols sont soumis pendant une longue période à des flux d'acidité supérieurs à leur capacité à neutraliser les acides, leur acidité augmente et progresse de la surface vers la profondeur. Après un certain temps, les couches profondes des sols ne peuvent plus neutraliser le flux d'acidité qui passe alors vers les eaux de nappe. Quand l'eau du sol peut s'infiltrer profondément dans la roche désagrégée, ces couches profondes, même pauvres, sont souvent assez épaisses pour neutraliser l'acidité. L'eau des sources est alors proche de la neutralité [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. Par contre, si l'eau ne peut pas s'infiltrer profondément, ou si les roches sont particulièrement pauvres (comme le grès), l'eau des sources devient acide : son pH s'abaisse et sa concentration en aluminium augmente, l'aluminium étant issu de la dissolution de certaines roches [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

Une source peut être temporairement acide à l'occasion d'un épisode pluvieux intense ou lors de la fonte des neiges du printemps, car la quantité d'eau est telle qu'une partie de celle-ci ne s'infiltrer pas et migre à travers les sols acides directement vers le ruisseau [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

Lorsque les sols et les roches ont une capacité à neutraliser les acides suffisante, ou lorsque la roche est épaisse et perméable, l'acidité du ruisseau est proche de zéro. En effet, en passant à travers le sol puis à travers la roche, l'eau a le temps d'être neutralisée et le ruisseau reste alors à des pH proches de 7 [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].



D'après AUGUSTO, 2001 in DAMBRINE *et al.*, 2001, web, légèrement modifié

*Figure 46 : Relations entre l'acidification des cours d'eau et les sols du bassin versant [d'après AUGUSTO, 2001 in DAMBRINE *et al.*, 2001, web, légèrement modifié].*

Lorsque les pluies sont très abondantes, ou en cas de fonte des neiges, toute l'eau ne peut pas s'infiltrer et une partie de celle-ci va directement au ruisseau. Si l'eau de pluie était au départ acide, ou si la partie superficielle des sols rencontrés par l'eau est acide, le ruisseau est alors acidifié [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

Incertitudes. – La notion de charge critique, utilisée pour définir les niveaux de protection de l’environnement, ne donne aucune idée de l’échelle temporelle de la régénération²⁴⁷. La modélisation dynamique est un outil central pour travailler sur les processus de remise en état [CEE-NU, 2002d, p. 12].

Les auteurs des premiers modèles dynamiques ont toutefois fait état d’incertitudes concernant l’application des modèles de la dynamique de l’azote et des effets d’une éventuelle saturation azotée (modèles MAGIC, SAFE, SMART), les connaissances sur la question restant lacunaires. La méconnaissance des rapports entre d’éventuels changements climatiques et un excédent d’azote dans des sols acidifiés est un autre facteur d’incertitude. Les simulations effectuées à l’aide des modèles montrent qu’il est extrêmement important de combattre les émissions d’azote pour que les réductions des émissions de soufre aient le maximum d’effets. Un lessivage accru d’azote risque non seulement de compromettre la régénération escomptée des réductions des émissions soufrées, mais aussi d’accroître considérablement l’acidité des eaux douces et d’aggraver d’autres problèmes de pollution par l’azote dans certaines régions d’Europe [CEE-NU, 2002d, p. 12].

1.2.4 *La biodiversité*²⁴⁸ : un enjeu

LOREAU [2002, p. 5-12] consacre un article aux conséquences de l’érosion de la biodiversité sur le maintien des écosystèmes dont nous reprenons les principaux éléments.

Pourquoi se soucier de la biodiversité ? – La biodiversité concerne les hommes pour – au moins – trois grand types de raisons : (a) elle procure un certain nombre de biens qui possèdent une valeur économique (nourriture, bois, nouveaux médicament, gènes) ; (b) elle est intrinsèquement liée au bien-être de l’homme pour des raisons éthiques, esthétiques, culturelles et scientifiques ; (c) elle contribue à des « services » écologiques qui ne sont pas évalués en termes économiques : la production primaire et secondaire, la pollinisation des plantes, la régulation des climat, la régulation du cycle de l’eau, le maintien de la qualité de l’eau, le maintien de la fertilité des sols [LOREAU, 2002, p. 5].

²⁴⁷ Par régénération à court terme, on entend 30 ans [CEE-NU, 2002d, p. 12].

²⁴⁸ Edward O. WILSON, précurseur des recherches sur la diversité biologique a écrit, en 1985 un article qui a eu un grand retentissement sur le sujet (Edward O. WILSON, 1985, *The crisis of biological diversity*, Issues in Science and Technology, 2 (1), pp. 20-29). Peu après, le terme de biodiversité est né. Pour Edward O. WILSON, « *la façon la plus simple de définir la biodiversité est de la présenter comme la diversité de toutes les formes du vivant. Pour un scientifique, c’est toute la variété du vivant étudiée à trois niveaux : les écosystèmes, les espèces qui composent les écosystèmes, et enfin les gènes que l’on trouve dans chaque espèce* » [WILSON (interview), 2000, p. 14].

Conséquences de la perte de biodiversité. – A l'échelle locale, plusieurs expériences ont montré que la production primaire et la rétention des nutriments dépendent de la biodiversité. La plupart des expériences ont porté sur des prairies. Chaque réduction de moitié du nombre d'espèces réduisait la productivité d'environ 80g/m² en moyenne (voire 100 g/m² en absence d'un groupe fonctionnel). Cette réduction est loin d'être négligeable : en extrapolant ce résultat à l'échelle des prairies européennes, la production perdue est de près de 48 millions de tonnes [LOREAU, 2002, pp. 6-7]. Ces phénomènes ont été mis en évidence même lors d'expérience portant sur des secteurs réduits et sur des laps de temps courts. La question est de savoir si des effets semblables existent à d'autres niveaux trophiques et dans d'autres écosystèmes (forêts, écosystèmes marins et d'eau douce) [LOREAU, 2002, p. 9]. VITOUSEK *et al.* [1997, p. 10] ont montré que les dépôts azotés, au delà de la perte de diversité qu'ils peuvent entraîner, peuvent également affecter d'autres processus écologiques. Dans des prairies du Minnesota devenues pauvres en espèces par excès d'azote, la productivité des plantes est bien moins grande face à une sécheresse majeure. Même lors des années sans sécheresses, la productivité des prairies pauvres en espèces montre des variations annuelles liées aux variations « normales » du climat par rapport aux parcelles plus diversifiées. Ainsi, au delà de la perte de productivité, la biodiversité est nécessaire pour maintenir le fonctionnement de l'écosystème dans ces conditions changeantes. Elle assure un rôle de tampon contre les fluctuations environnementales [LOREAU, 2002, p. 10].

Enfin, à l'échelle régionale, les espèces se remplacent les unes les autres le long de gradients environnementaux, suite à des modifications progressive des conditions biotiques et abiotiques. Plus l'espace considéré est vaste, plus est grande l'hétérogénéité de l'environnement, plus la diversité biologique nécessaire pour exploiter au mieux ces différences d'environnement doit est élevée [TILMAN *et al.*, 1997 *in* LOREAU, 2002, p. 11]. Cela implique qu'une perte de diversité à l'échelle régionale augmente l'étendue et l'impact de la perte de biodiversité à l'échelle locale [LOREAU, 2002, p. 12].

Ainsi, la sauvegarde de la biodiversité apparaît comme un réel enjeu, à toutes les échelles de temps et d'espace, autant pour des raisons économiques que pour favoriser la stabilité environnementale.

2 *Patrimoine naturel de Biriadou et de la vallée d'Aspe*

La connaissance du patrimoine environnemental des secteurs de Biriadou et de la vallée d'Aspe est nécessaire : (a) pour évaluer la perte éventuelle que représenterait la dégradation de ces écosystème ; (b) car certaines caractéristiques du milieu interagissent aussi sur la vulnérabilité de l'écosystème dans son ensemble.

En effet, la question des charges critiques est une préoccupation de l'ensemble des pays européens ; les recherches ont pour but d'étudier les phénomènes pour des conditions « moyennes » à l'échelle du continent. Or, il est évident qu'un certain nombre de facteurs locaux font que la vulnérabilité aux dépôts est accentuée ou amoindrie. Dans le cadre d'une présentation assez descriptive des milieux naturels, nous avons cherché à préciser ces caractéristiques et à analyser l'intensité probable de leur influence (aggravante, ou – moins souvent – améliorante).

Les deux sites étudiés se situent dans le département des Pyrénées-Atlantiques dont le nom prend ici tout son sens : les conditions environnementales locales s'expliquent essentiellement par la double influence des Pyrénées (influence montagnarde²⁴⁹) et par la proximité de l'océan Atlantique (influence océanique).

L'influence de ces deux caractères diminue ou croît selon un gradient orienté Ouest-est : plus on s'éloigne de l'océan, plus le relief Pyrénéen s'accroît. Ainsi, les deux sites combinent ces influences dans des proportions opposées : tout à fait à l'ouest (Biriadou), le climat est uniformément atlantique ; en se déplaçant vers l'Est, le caractère montagnard se renforce au détriment de l'atlantisme et la combinaison des deux donne « *un ensemble fort original : le milieu atlantique-montagnard* » [DENDALETCHÉ, 1973a, p. I-41]. Enfin, la situation sur le versant nord des Pyrénées est également déterminante. En effet, la disposition Est-Ouest de la chaîne Pyrénéenne accentue les contrastes nord/sud : si l'humidité du versant nord est paroxysmique et permet à certains éléments de la flore océanique de perdurer jusqu'au plateau de Lannemezan (150 km), la sécheresse du versant sud est accentuée, la variation est beaucoup plus rapide et déjà au niveau de la vallée de Roncal (85 km), l'atlantisme est considérablement diminué [DENDALETCHÉ, 1973a, p. I-

²⁴⁹ Nous avons consacré un passage à la signification du terme de « montagne » en introduction. Nous ne revenons pas sur ce point ici.

43]. Les paragraphes qui suivent décrivent les caractéristiques des milieux (semi)naturels que l'on trouve à Biriadou et en vallée d'Aspe.

2.1 Le milieu semi-naturel de Biriadou

Le secteur étudié (70 km²) se localise sur les communes de Biriadou, d'Urrugne (où se situe la sortie autoroutière de « Saint-Jean-de-Luz sud ») et, dans une moindre mesure, de Hendaye. Ce secteur se situe en Pays Basque français (ex-province du Labourd), séparée de la province espagnole de Navarre par le fleuve côtier Bidassoa.

Pour le secteur étudié (modélisé), la distance à l'océan atlantique varie de 0 km à 8 km. Les reliefs de Biriadou et Urrugne constituent le chaînon le plus occidental des « basses montagnes basques » appartenant à la « bordure sous-pyrénéenne ». Les secteurs situés à l'aval se situent dans les « côteaux basques » au relief plus doux [ONF, 1980, p. 6 ; ONF, 1984, p. 9]. Pour le secteur étudié, l'altitude varie de 0 m (rivage) à 486 m (Xoldokocana). Le tracé de l'autoroute passe précisément à la frontière géologique entre les « basses montagnes basques » et les « côteaux basques ».

2.1.1 Climat

La proximité de l'océan détermine, pour l'extrémité occidentale de la chaîne, des précipitations abondantes et réparties régulièrement dans l'année, des gelées rares, des amplitudes thermiques faibles et une hygrométrie importante. Ces conditions sont très favorables à la végétation (végétation luxuriante, richesse en bryophytes, complexité structurale et floristique des communautés landicoles, caractère dominant hygrophile des peuplements végétaux) [DENDALETTCHE, 1973a, p. I-41].

Le secteur Biriadou/Urrugne se situe dans la zone de climat océanique aquitain, doux et humide, avec des variations locales dues à l'altitude et à l'exposition. Le poste météorologique de Ciboure, situé au niveau de la mer, fournit les informations les plus complètes portant sur le plus grand nombre d'années.

Les températures. – La température moyenne annuelle est de 13,7°C avec un maximum de 19,3°C en juillet et en août et un minimum de 8,5°C en décembre [ONF, 1980, p. 6 ; ONF, 1984, p. 10].

Les précipitations. – La lame d'eau annuelle atteint une moyenne de 1500,3 mm. On peut supposer que la pluviosité, déjà importante sur le littoral, est encore plus élevée sur les reliefs. En effet, au Col de Saint-Ignace, situé sur la commune proche de Sare (à 170 m) on

mesure 1623 mm. Les précipitations sont assez bien réparties au cours de l'année, avec une moyenne de 130 jours de pluie. Les précipitations d'été ont souvent pour origine des orages de secteur Ouest se déplaçant vers l'Est ou le secteur sud-ouest se déplaçant vers le nord-est ; ces orages, parfois très violents, sont dévastateurs pour les cultures, voire pour les agglomérations, et peuvent causer mort d'homme et du bétail, par les crues torrentielles brutales qu'ils provoquent, comme au mois d'août 1983 dans le bassin de la Nivelle.

La neige. – Elle fait son apparition en décembre, mais souvent plus tard, à la fin de l'hiver voire au début du printemps (mars), mais elle ne subsiste que très rarement plus de quelques jours. Les gelées sont rares et la température ne descend que très exceptionnellement au-dessous de 2 à 3°C. Les gelées précoces ou tardives, dangereuses pour la végétation sont pratiquement inexistantes [ONF, 1980, p. 7 ; ONF, 1984, p. 10].

Les vents. – Le régime des vents est caractérisé par la dominance des vents de secteur Ouest, représentant une proportion de l'ordre de 50% du total. Ils sont parfois violents et il leur arrive de souffler en tempête, ceci à n'importe quelle période de l'année. Les vents du Sud et Sud-Est, à effet de foehn, sont moins fréquents, de l'ordre de 20% du total. Soufflants surtout en automne et en hiver, ils sont chauds et amènent une augmentation importante et soudaine de la température, de l'ordre d'une dizaine de degrés. Ils peuvent avoir une action défavorable sur la végétation par dessiccation et débouillage, ou floraison trop précoce... mais font la réputation de l'automne basque [ONF, 1980, p. 7 ; ONF, 1984, p. 11].

L'humidité relative de l'air. – Estimée à 79% de moyenne annuelle, elle est importante et ajoutée aux précipitations et à l'évapotranspiration des peuplements, elle favorise le développement des mousses et lichens sous couvert forestier. Les brouillards, surtout automnaux et hivernaux sont estimés à 29 jours en moyenne annuelle [ONF, 1984, p. 12].

La durée d'insolation. – Elle est estimée à 1919 heures/an de moyenne annuelle, ce qui est élevé [ONF, 1984, p. 11].

Durée de la saison de végétation. – Elle est estimée à 218 jours (soit 7 mois $\frac{1}{4}$) et commence fin mars, début avril pour s'achever début novembre [ONF, 1984, p. 12].

2.1.2 *Sol et sous-sol*

Au plan géologique, le secteur de Biriadou comprend neuf types de substrats :

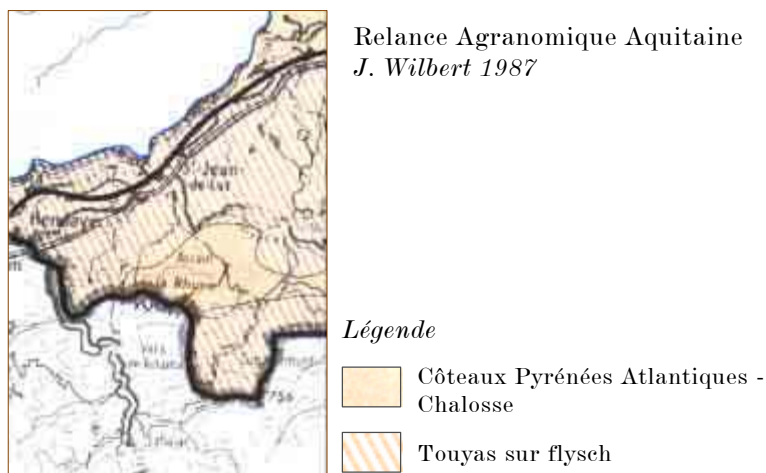
1. L'ensemble homogène des « côteaux basques » est constitué de Crétacé supérieur à faciès flysch (Campanien-Cénomaniens) : calcaire en dalles, marnes avec silex et grès [GOGUEL, 1964, p. 2]. Il constitue l'essentiel des terrains situés au nord de l'autoroute.

2. Des dépôts superficiels (éluvions) du flysch créacé en manteau continu sur les pentes longeant les cours d'eau de ces « côteaux basques ». Ce revêtement est constitué de terres de décalcification jaunâtres, argilo-sableuses dont la valeur agricole varie suivant la composition originelle du flysch sous-jacent. Le sol devient médiocre dès que la roche-mère est trop siliceuse [GOGUEL, 1964, p. 2].
3. Des dépôts fluviatiles de la basse plaine alluviale.
4. Au sud de l'autoroute, dans l'ensemble des « basses montagnes basques », se trouvent des éboulis, accumulations caillouteuses et rocheuses au pied des pentes fortes qui contiennent des blocs parfois énormes et nourrissent souvent vers le bas une puissante solifluxion diffluant dans les vallons sous-jacents [GOGUEL, 1964, p. 1]. Ils sont fréquents sur la commune de Biriadou (versants ouest au dessus de la Bidassoa).
5. On distingue les dépôts caillouteux de piedmont qui constituent un glacis presque continu au sud d'Urrugne (versants nord du Mont du Calvaire, de l'Onéga et du plateau d'Aire-lécou. Ils sont considérés comme étant des éboulis remaniés, des dépôts de piedmont [GOGUEL, 1964, p. 2].
6. Autour du Xoldokocana²⁵⁰ (point culminant du secteur d'étude – 486 m), mais aussi de la montagne de Lumaberdé (proximité immédiate de l'autoroute), deux faciès se mêlent. Le principal est constitué de grès bigarrés, schistes argileux (argilites) et grès en dalles du Trias moyen [GOGUEL, 1964, p. 4 ; ONF, 1980, p. 7]. Le second représente des surfaces moins importantes. Il est constitué de grès vosgiens et poudingue. Ces grès quartzites grossiers, en bancs débutent par des poudingues à galets de quartzite liés par un ciment siliceux [GOGUEL, 1964, p. 4].
7. Enfin, sur la commune de Biriadou, les versants de la rive droite de la Bidassoa sont constitués de schistes noirs, de grès et de quartzites accompagnés de poudingues à dragées de quartz (l'essentiel du faciès). Les calcaires, véritables marbres bleu clair ou foncé, ne se rencontrent qu'en lentilles de faibles dimensions [GOGUEL, 1964, p. 4]. Notons que sur un très petit secteur de ce versant affleure de la dolomie ankéritique.
8. Enfin, au nord de ce versant, vers le péage de l'autoroute et la douane, se trouve une formation groupant des ensembles calcaréo-gréseux et schisto-gréseux renfermant de nombreux débris ligniteux, parfois pyriteux [GOGUEL, 1964, p. 3].

²⁵⁰ Ou « Choldocogagna » suivant les cartes (et 479 m sur les vieilles cartes contre 486 m pour les plus récentes).

A ces différentes zones ne correspondent pas précisément des types de sols particuliers, car le climat océanique très pluvieux (acidification et décalcification de la plupart des sols du fait d'un lessivage intense), la présence ou l'absence de couverture végétale, le colluvionnement et enfin l'action de l'homme (soutrage²⁵¹, écobuage) ont sur le sol largement autant d'importance que la nature du substrat. Schématiquement, par suite du lessivage oblique, on trouve du sommet vers la base des versants : le podzol superficiel, le sol podzolique et le sol lessivé profond. La profondeur varie suivant deux paramètres : la nature de la roche mère et le colluvionnement. En général, elle est d'autant plus importante que (a) l'on a affaire à des faciès qui se décomposent facilement (cas du flysch crétacé ou des schistes du carbonifère), (b) que l'on s'approche des bas de pente. Ainsi, grâce à une exposition principale Nord, à un climat humide et à un substrat souvent friable, les sols de la forêt communale d'Urrugne sont généralement assez profonds et de bonne qualité, sauf dans les secteurs situés en crête et au sommet des versants (notamment exposés au Sud) où ils sont plus superficiels, secs et acides. Pour la forêt de Biriadou, l'exposition générale en versant sud pour les sols les moins pentus et les moins dégradés de la partie inférieure aboutissant sur la Bidassoa font que les sols de la forêt de Biriadou sont d'une manière générale superficiels et de médiocre qualité, sauf exception en fond de ravin et en bordure de ruisseau [ONF, 1980, pp. 7-8 ; ONF, 1984, pp. 12-13]. On ne dispose pas de description ou d'étude très précises concernant les sols situés à proximité immédiate de l'autoroute. On sait toutefois étant donné le climat qu'il s'agit de toute façon de sols lessivés plus ou moins acides aussi bien sur substrat calcaire que siliceux car le lessivage intense a abouti au même résultat dans les deux cas [DUPIAS, 1985, p. 87]. On peut aussi penser, en toute logique, que le tracé de l'autoroute en fond de vallée lui fait traverser des zones où le sol est – relativement à l'ensemble du secteur – de meilleure qualité (accumulation, épaisseur). Mais les microsituations topographiques varient très rapidement de part et d'autre de l'autoroute (en quelques dizaine ou centaine de mètres, on passe à des hauts de versants et des crêtes). D'une manière générale, la partie occidentale du Pays Basque est constituée de terrains siliceux, portant des landes siliceuses ou silicoles dont les sols sont généralement podzolisés [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-106]. Ainsi, les sols du secteur de Biriadou apparaissent très vulnérables au risque d'acidification car le lessivage intense (et les pratiques) a conduit à la désaturation du complexe absorbant.

²⁵¹ Enlèvement de la litière forestière. Il peut être réalisé à des fins sylvicoles (pour faciliter les plantations ou dégager les jeunes pousses) ou agricoles (pour récolter des amendements naturels ou de la litière pour le bétail). Praticqué à l'excès, il peut provoquer perte de matière organique, désorganisation de la faune du sol, sensibilité accrue à l'érosion ou à l'évaporation. Ce terme a connu un renversement de sens puisqu'il a d'abord désigné (notamment en Gascogne) la reconstitution artificielle d'une litière forestière par fauchage des strates herbacées [DA LAGE et METAILLÉ, 2000, p. 503].

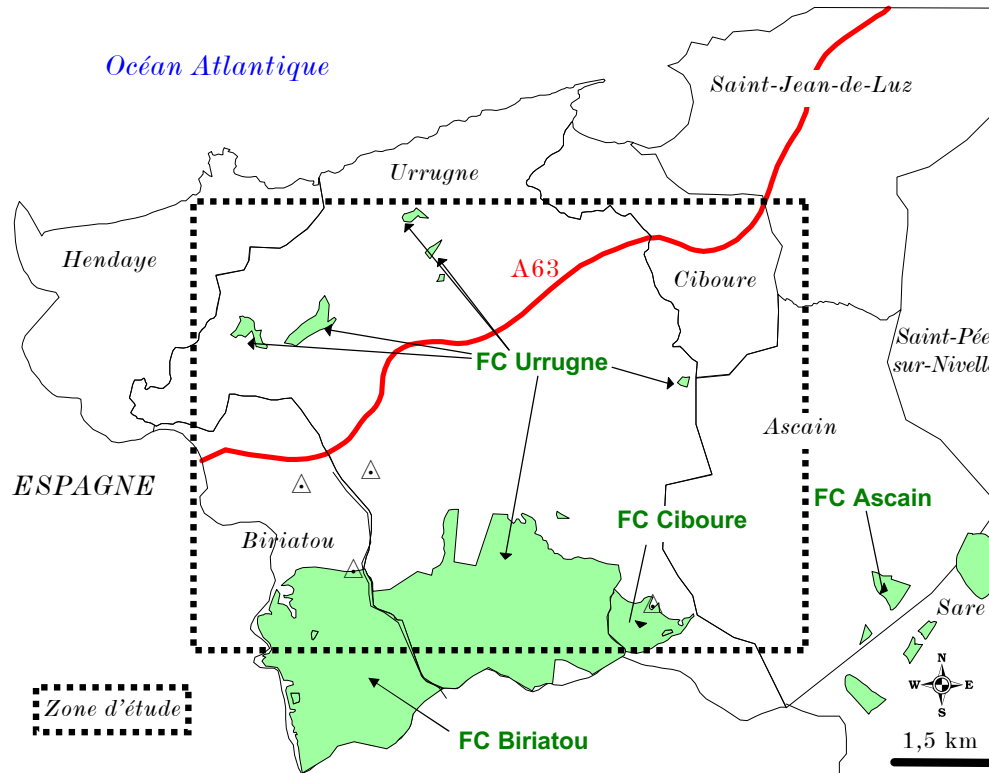


Carte 24 : Carte pédologique de Biriadou (extrait de la carte « Relance Agronomique Aquitaine ») [WILBERT, 1987]

2.1.3 Groupements végétaux

La description des groupements végétaux du secteur de Biriadou – Urrugne se base sur deux aménagements réalisés par l’ONF pour les territoires de ces deux communes soumis au régime forestier. Ces documents, bien que relativement anciens (1980 pour Urrugne, 1984 pour Biriadou) sont précieux. De fait, même si les territoires soumis ne représentent qu’une fraction du territoire étudié dans le cadre de cette thèse (cf. Carte 25), ils sont représentatifs du secteur : les descriptions minutieuses (d’ailleurs très proches pour les deux communes) sont valables au-delà des limites auxquelles elles s’appliquent : localement, la végétation est homogène.

Ces données, très localisées, sont complétées par différents travaux scientifiques, notamment la thèse de Claude DENDALETCHÉ (1973), « *Ecologie et peuplement végétal des Pyrénées Occidentales – Essai d’écologie montagnarde* » qui constitue toujours, à l’heure actuelle, une référence. Le secteur d’étude de cette thèse s’étend de la vallée d’Aspe à la Côte Basque, ce qui lui confère un grand intérêt pour notre propre approche.



Carte 25 : Secteur d'étude, limites communales et territoires soumis au régime forestier faisant l'objet d'aménagement par l'ONF

Les territoires soumis au régime forestier (généralement des forêts) sont en fait, sur ces communes, constitués pour plus de la moitié par de la lande. La lande constitue un groupement végétal très fréquent des climats atlantiques. Sa forme typique est caractérisée par la dominance des Ericacées, un sol acide de type podzolique, un lessivage important dû aux fortes précipitations [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-130]. Le restant ne forme pas véritablement de peuplement forestier tel qu'on l'envisage classiquement (futaie), il s'agit plutôt de forêt dégradée.

Globalement, sur le territoire soumis au régime forestier d'Urrugne (800 ha), on trouve 62% de landes, 21% de reboisements et 16% de végétation intermédiaire entre la forêt et la lande : les peuplement têtards²⁵² [ONF, 1980, p. 22]. A Biriadou (560 ha), la situation est moins « mauvaise » (du point de vue forestier) : 51% de lande, 3% de barres et éperons rocheux, 37% de chênaie atlantique dont 20% en futaie (soit 8% du total) et 80% dégradée (peuplement têtard, soit 26% du total), enfin, 11% de reboisements [ONF, 1984, pp. 13-16]. Rappelons que ces pourcentages valent pour la zone soumise au régime forestier

²⁵² Arbre systématiquement étêté [DA LAGE et METAILIE, 2000, p. 539]. Sur notre secteur d'étude, un arbre têtard est un arbre d'émonde : il est élagué de façon sévère et répété pour la récolte de branches, de fagots [DA LAGE et METAILIE, 2000, p. 191].

(situation au début des années 1980). A l'échelle des communes, les secteurs landicoles sont largement plus étendus (cf. Carte 8, p.234 Occupation du sol à Biriadou).

Les faciès des forêts communales de Biriadou et d'Urrugne sont très proches, bien que la forêt « originelle » d'Urrugne (hors reboisement) soit encore plus dégradée que celle de Biriadou. On distingue trois grands ensembles de groupements végétaux : la lande, la chênaie atlantique plus ou moins dégradée, les reboisements artificiels. A cela s'ajoutent les zones agricoles (prairies de fauche ou pâturage, culture céréalière).

Le premier groupe en étendue est la lande à fougères et à ajoncs, dominance du paysage basque, tant rural que forestier. Différenciée en « touya » (ajoncs prédominants) ou en fougeraie, elle est souvent incinérée, à une fréquence par endroit annuelle, afin de « régénérer » les parcours des ovins²⁵³. Elle peut être également soumise au soutrage (fauche automnale pour la litière du bétail). En 1984, cette pratique est en cours d'abandon à Biriadou mais perdure à Urrugne dans les secteurs traditionnels de belle fougeraie [ONF, 1980, p. 8 ; p. 14].

Il s'agit d'une lande anthropogène, constituée aux dépens de la chênaie. Ces landes régressives et anthropiques des séries atlantiques présentent différents stades intermédiaires entre chênaie atlantique et ptéridaie (forme la plus dégradée de la lande).

Le facteur le plus important à considérer vis-à-vis des différents stades landicoles est la fréquence de la fauchaison. Si elle est annuelle, c'est la fougère aigle qui domine (ptéridaie), si elle est bisannuelle c'est l'avoine de thore (arrhenatheraie), si elle a lieu tous les 3 ou 4 ans, c'est l'ajonc (donnant le « touya » ou l'uligaie) ; si on abandonne cette dernière parcelle, des germinations de chêne pédonculé interviennent et c'est l'évolution vers la chênaie [DENDALETCHÉ, 1973a, p. I-26]. Ainsi, ptéridaie, arrhenathéraie et uligaie sont des variantes anthropiques mésophiles d'une même unité : le groupe floristique des phytocénoses landicoles mésophiles définies par DENDALETCHÉ²⁵⁴ [1973a, p. II-119]. Sa

²⁵³ Les feux de printemps incendient de vastes portions de landes. C'est une pratique très ancienne. La plupart des espèces que l'on prétend détruire – et spécialement les Ajoncs – ont la faculté de repousser de souche ; cela leur donne une nouvelle vigueur. De plus, le feu est impuissant à pénétrer le cœur des branches du grand ajonc. Aussi, à l'époque du feu, les pousses de fougère aigle n'ont pas encore émergé et seules les frondaisons que la fauche précédente n'a pas ôtées sont consumées. La strate herbacée est entièrement détruite par le feu [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-126-127].

²⁵⁴ *Caractéristiques de la ptéridaie.* – La ptéridaie est la lande la plus dégradée où l'exportation de biomasse est totale. Le ruissellement est intense sur ces pentes et la plante répond au déchaussement par une immersion souterraine accrue. Elle présente son maximum de vitalité sur les sols caillouteux profonds (les rhizomes de fougère atteignent une grande profondeur). Les bryophytes acidophiles (*Leucobrym*, *Dicranum*, *Atrichum*) et les *Cladonia* terricoles abondent parmi les *Deschampsia flexuosa*, *Danthonia decumbens* et *Aira*. Au printemps, les *Asphodèles* se dressent avant de céder la place aux frondaisons de la fougère à l'ombre desquelles se développent les *hygro-sciaphytes* estivales [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-120].

Caractéristiques de la Varrhenatheraie. – La forme méso-hygrophile, basco occidentale comprend *Cirsium tuberosum* ssp *filipendulum*, *Simaethis planifolium*, *Serratula seoanei*, *Erica ciliaris* et *tetralix*, *Lithospermum prostratum*, *Gentiana pneumonanthe*, *Allium ericetorum*, *Lobelia urens* qui présentent un maximum d'abondance. *Lithospermum* et *Lobelia*

composition et sa physionomie sont commandées par l'intervalle séparant deux fauchaisons. Il est ainsi logique que le contingent floristique observé soit homogène, et c'est essentiellement la pression anthropique qui explique les variations de densité des différentes espèces [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-119].

Le cortège floristique le plus répandu à Biriadou et Urrugne est composée principalement d'ajoncs et genêts (*Ulex europaeus*, *Ulex nanus*) et de fougère aigle (*Pteridium aquilinum* ; géophyte landicole). Elle renferme également les éricacées (*Erica cinerea*, *Erica tetralix*, *Erica ciliaris*, *Erica vagans*, *Calluna vulgaris*, *Genista occidentalis*, *Vaccinium myrtillus*, *Daboecia cantabrica*), les graminées atlantiques (*Arrhenatherum thorei*, *Agrostis setacea*, *Brachipodium pinnatum*, *Deschampsia flexuosa*, *Molinia coerulea*) et les géophytes landicoles comme l'asphodèle (*Asphodelum albus*) que l'on rencontre en grand nombre à Biriadou sur les pentes à éboulis [ONF, 1984, p. 13-14 ; ONF, 1980 p. 8] et qui indique la pratique répétée de l'incendie (espèce pyrophyte) [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-108].

Si certaines pratiques, comme le soutrage ont été plus ou moins abandonnées, les écobuages restent fréquents et parfois mal contrôlés. Ils peuvent amener à l'incendie des quelques peuplements forestiers constitués, qui auraient pu être épargnés jusqu'à présent. Soumise à un tel traitement, la végétation forestière ne peut ni s'installer, ni même se maintenir et seuls quelques têtards de chêne pédonculé ou tauzin peuvent encore exister ça et là. Enfin, la lande laisse parfois place à une pelouse pastorale où le Nard raide (*Nardus stratus*) et les fétuques (*Festuca eskia* et *scoparia*) sont abondantes (mais signe de surpâturage²⁵⁵). La lande représente 62% du territoire soumis au régime forestier d'Urrugne [ONF, 1980, p. 20] et 51% de celle de Biriadou [ONF, 1984, p. 13]. Ces pourcentages donnent une idée de la dégradation du couvert forestier.

Le deuxième groupement, dont le premier est la dégradation, peut recevoir l'appellation de la chênaie atlantique à chêne pédonculé et tauzin. Ce groupement est quasiment inexistant à Urrugne (moins de 1% de la surface du territoire soumis) [ONF, 1980, p. 20-21]. Il représente par contre 37% de la superficie de la forêt communale de Biriadou. C'est une

définissent le type le plus le plus côtier, sur flysch, le plus est riche en espèces eu-atlantiques. Le faciès se dégrade en se déplaçant vers l'est. Ces surfaces constituent de bonnes terres à blé [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-120].

Caractéristiques de l'ulicaie. – La dominance des Ulex (Ajoncs) définit le « touya ». Leur répartition est mal connue. Dans les bas des fortes pentes, le grand ajonc forme des fourrés arbustifs impénétrables [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-120].

Ce groupe est désigné par ALLORGE comme celui de la Lande à Ajoncs, bruyères et graminées eu-atlantiques [ALLORGE in DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-119].

²⁵⁵ Le Nard est une Graminée très répandue, envahissante par ses touffes compactes fortement cramponnées au sol par des rhizomes serrés. Ses feuilles sont raides et piquantes et peu ou pas broutées par les animaux, de sorte que ce refus s'accumule, que le Nard continue de s'étendre et que les pelouse qu'il forme caractérisent finalement les lieux surpâturés [OZENDA, 1985, p. 263].

chênaie acidiphile, sur pentes souvent fortes. Elle associe le chêne pédonculé au chêne tauzin. Ce dernier doit être considéré comme une essence relique puisque presque totalement détruit par l'oïdium au début du siècle²⁵⁶. C'est un arbre très adapté aux pratiques pastorales locales puisqu'il résiste à l'incendie des landes grâce à l'épaisseur de son rhytidome (tissus externes de l'écorce) et permet ainsi de maintenir une présence forestière [ONF, 1984, p. 17]. Le chêne tauzin exige des sols siliceux [FISCHESSER, 1995, p. 173].

Le chêne pédonculé est l'arbre dominant. Toutefois, les conditions difficiles rencontrées le plus souvent (traitement en taillis, émondage²⁵⁷, sol lessivé de profondeur moyenne à faible, vers les crêtes ou en milieu de versant, fréquentation pastorale et feu) font que sa croissance est ralentie et qu'il est très sensible aux conditions climatiques et en particulier aux vents du sud desséchant, aux attaques d'insectes et aux maladies cryptogamiques ou autres [ONF, 1984, p. 17]. Il est vrai que cette essence préfère les sols profonds, frais et riches ainsi que les atmosphères humides [FISCHESSER, 1995, p. 167]. Il est accompagné du châtaignier, du chêne tauzin, du houx, du noisetier, de la bourdaine, de l'aubépine, du cornouiller sanguin, du lierre et du chèvrefeuille [ONF, 1984, p. 14]. Le long de la Bidassoa, sur les pentes raides, le buis forme un sous-étage très abondant (éboulis calcaire ? ; 1% de la forêt). Les vides actuellement colonisés par la buxaie résultent d'exploitations trop fortes. Et c'est aussi dans ce secteur que la chênaie traitée en futaie, dans un sol riche, profond et frais donne de beaux arbres à croissance rapide [ONF, 1984, p. 16].

²⁵⁶ Le chêne tauzin est un exemple étonnant d'une quasi extinction en un territoire où il fut d'une extrême abondance à l'état forestier et le souvenir de son ancienne abondance est encore vif. DENDALETCHÉ a recueilli, en 1966, quelques témoignages : « *Autrefois, il y avait des peuplements... [...]. Il y a environ 50 ans, une maladie faisait devenir les feuilles grises... En 3 ans tout a disparu par flancs entiers de collines... Actuellement ils restent au fond des vallées...* ». Sa « disparition » n'est toutefois pas uniquement due à l'oïdium. L'utilisation de l'écorce, l'émondage, les défrichements ont largement contribué à l'amenuisement de ses peuplements. Les défrichements se sont poursuivis au cours du siècle. Dans les années 1960, de nombreux boqueteaux ont disparu des landes mésophiles pour l'installation de cultures ou de prairies artificielles [DENDALETCHÉ, 1983, pp. II-101-103]. Ajoutons que cette affection parasitaire est plus connue sous le nom de « maladie de l'encre » ou « maladie du châtaignier » dont elle a ravagé les peuplements. Déjà identifiée en 1850 en Italie, les premières traces dans la littérature française datent de 1877. L'article évoque des « des plantations pyrénéennes de châtaigniers, ravagées depuis une dizaine d'années par un insecte et qui attaquerait aussi le chêne Tauzin [PUYO, 1996, p. 474].

²⁵⁷ L'émondage correspond à la suppression des branches basses d'un arbre ou d'un arbuste. Il peut avoir deux buts opposés : soit provoquer la naissance accélérée de nouveaux et nombreux rejets latéraux afin de produire des fagots ou des échelas ; soit, au contraire, obtenir un tronc rectiligne et sans branches par la suppression systématique de toute ramification latérale. Les arbres d'émonde sont couronnés par un houppier très réduit par suite d'élagages sévères et répétés visant à la récolte de fagots, d'échelas ou de fourrage [DA LAGE et METAILLIE, 2000, p. 191].

Cette chênaie peut se scinder en deux types suivant son degré de dégradation : la chênaie constituée formant un peuplement à peu près complet et pouvant prétendre au nom de futaie ne représente que 8% de la forêt et 19% du groupement chênaie²⁵⁸.

L'essentiel de la « chênaie » est donc une chênaie dégradée à un stade plus ou moins avancé (26% de la « forêt », 78% de la superficie de la « chênaie »), constituée de peuplements têtards ou d'arbres d'émonde qui ont pu subsister soit par plage entière, en particulier sur le pourtour des fougères, soit en doigts de gants, le long des ravins. Si à Urrugne, il n'existe (quasiment) plus de véritable chênaie (on a vu que la futaie régulière représentait moins de 1% de la surface totale), 15% du territoire soumis au régime forestier présente des peuplements têtards répartis selon les mêmes modalités qu'à Biriadou. Dans les deux cas, ils sont souvent très clairsemés et d'état sanitaire défectueux. Ces peuplements, souvent âgés et sans aucune valeur marchande présentent néanmoins l'intérêt de couvrir le sol, de jouer un rôle de protection, de laisser encore une possibilité de conversion en futaie²⁵⁹ et contribuent à « *l'harmonie du paysage sylvo-pastoral* » [ONF, 1984, p. 15 ; ONF, 1980, p. 8 ; p. 20].

Enfin, le troisième groupement est celui des reboisements récents. Il couvre 11% du territoire sous régime forestier de Biriadou, et près de 20% à Urrugne où, selon l'aménagiste de l'ONF, des efforts considérables ont été consentis par les usagers [ONF, 1980, p. 18]. Les essences suivantes ont été utilisées : le Mélèze du Japon, le Pin Laricio de Corse et de Calabre, le Pin Noir d'Autriche, le Chêne pédonculé, le Chêne rouge d'Amérique, le Hêtre, l'Épicéa de Sidka, le Cyprès de Lawson et le Robinier [ONF, 1984, p. 16]. Ce dernier, présent naturellement, reste très recherché par les habitants pour les besoins en piquets de clôture [ONF, 1984, p. 19]. Enfin, à Biriadou, les peuplements de Pin Insignis, essence introduite pour sa bonne résistance aux embruns salés ont été détruits par le gel en février 1956 [ONF, 1984, p. 18] alors qu'ils couvrent près de 40 ha de la forêt d'Urrugne [ONF, 1980, p. 21]. Notons que le Chêne rouge d'Amérique s'adapte parfaitement aux sols acides mais il ne supporte pas le calcaire [FISCHESSER, 1995, p. 174].

²⁵⁸ Chêne pédonculé pour 70 %, chêne tauzin pour 1%, chêne rouge d'Amérique (25%), le restant : robiniers et platanes ayant été introduits [ONF, 1984, p. 15].

²⁵⁹ A partir des régénérations naturelles, et une fois levée l'hypothèse du pacage des brebis par la réalisation de clôtures. Cela n'est envisageable que pour les peuplements les moins dégradés et les plus denses [ONF, 1984, p. 15]. Concernant la reprise forestière, pour DUCHAUFOR [1948 *in* DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-109] : les landes jeunes se développent sur des sols peu lessivés et sols podzoliques pouvant évoluer vers la chênaie (par plantation ?) alors que les landes paraclimaciques sur podzol sont susceptibles seulement d'être enrésinées [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-109].

L'état actuel du domaine soumis s'explique, à Urrugne comme à Biriadou, par la pression constante qu'elle subit « *depuis des temps immémoriaux* » [ONF, 1984, p. 23]. Elle est particulièrement marquée par le pâturage des ovins qui rend hypothétique toute régénération. L'évolution régressive des peuplements végétaux est inéluctable et aggravée par les traitements auxquels les peuplements ont été soumis également depuis très longtemps et en particulier l'émondage, favorisant et accumulant les attaques des maladies des arbres comme l'oïdium. La chênaie atlantique évolue vers la chênaie claire acidiphile, puis laisse la place à la lande à ajoncs et fougères, dernier stade de cette régression. Au parcours des troupeaux s'ajoute les pratiques liées au pastoralisme comme l'écobuage et à un degré bien moindre, le soutrage (en voie de disparition). L'écobuage, qui a pour but de « régénérer » la lande en favorisant la pousse d'une herbe maigre sous les ajoncs calcinés se pratique [en 1984] de manière sauvage, chaque année, et en particulier au début du printemps, lorsque souffle le vent du sud. Il a pour conséquence d'accélérer la dégradation et l'acidification des sols et de constituer un danger pour les peuplements tant feuillus que résineux qui sont touchés régulièrement de façon mineure [ONF, 1984, p. 23 ; DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-127]. Cette pratique a entraîné la disparition de nombreuses espèces et la création de landes paucispécifiques (pauvres en espèces), même dans des régions floristiquement très riches en espèces landicoles comme le Pays Basque [AYMONIN *in* DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-127-129]. Pour ALLORGE, beaucoup de plantes landicoles appartenaient initialement au sous-bois des forêts de chênes tauzin, actuellement presque entièrement détruites, et ont pu facilement s'adapter à des conditions de luminosité et de sécheresse édaphique relativement peu aggravées par la disparition du couvert [ALLORGE *in* DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-130].

Ainsi, les forêts de Biriadou et d'Urrugne sont très pauvres. Celle de Biriadou est en régression accélérée et menacée de disparition avec l'aboutissement à la lande (stade actuel pour celle d'Urrugne si l'on fait abstraction des reboisements récents). Toutes deux restent soumises à une pression rurale importante. Au début des années 1980, pour les populations, l'utilisation pastorale des terrains communaux, soumis ou non, ainsi que la consommation en bois de chauffage par l'affouage est encore considérée – dans son ensemble – comme indispensable par les habitants des deux communes [ONF, 1980, p. 25 ; ONF, 1984, p. 46].

2.1.4 Faune

Les dépôts azotés ne constituent pas un danger direct pour la faune²⁶⁰. Toutefois, il serait très réducteur de n'appréhender le patrimoine naturel qu'à travers la végétation et de le découper en catégories distinctes. Parce que ce n'est pas notre objet dans le cadre de cette thèse, la plupart de ces interactions entre végétation, faune, climat, processus géomorphologiques superficiels ne sont pas abordés ici. Pourtant, ces interactions sont très fortes. La strate herbacée constitue la base de la chaîne trophique, et toute perturbation de sa composition, de sa structure ou de son fonctionnement est susceptible de retentir sur les autres maillons de la chaîne.

Un exemple d'interférence est celui du déclin des populations de Pie-grièche écorcheur en Europe centrale, qu'ELLENBER [1986 *in* THIMONIER, 1994, p. 2] relie en partie à une réduction des populations d'insectes à la base de l'alimentation de cet oiseau. La diminution de la densité d'insectes est attribuée à des modifications microclimatiques du couvert végétal, se développant plus tôt dans la saison, plus dense et plus élevé, sous l'effet d'une disponibilité en azote en augmentation au cours des dernières décennies. En milieu forestier, ELLENBERG [1986 *in* THIMONIER, 1994, p. 2] explique partiellement l'augmentation des populations de chevreuils d'Europe centrale par le développement d'une flore nitrophile, appréciée par ces herbivores, sous l'influence des dépôts azotés [THIMONIER, 1994, p. 2].

Nous avons donc pris le parti d'évoquer rapidement l'existence d'une faune inféodé au milieu naturel (faune sauvage, oiseaux migrateurs), en même temps que la présence d'animaux domestiques.

A Biriadou et Urrugne, comme dans l'ensemble des forêts du Labourd, ce n'est pas la faune sauvage qui peuple la forêt mais les animaux domestiques avec essentiellement des ovins mais aussi quelques bovins et équidés, voire des caprins (bien que les chèvres aient toujours été interdites dans les territoires soumis au régime forestier, elles passent par les propriétés voisines).

C'est un arrêté préfectoral qui fixe le nombre d'animaux autorisés. Pour Biriadou, ce dernier est en constante diminution mais permet d'imaginer la pression sur le milieu naturel : 1374 brebis en 1971, 603 brebis en 1983 [ONF, 1984, p. 8]. A Urrugne, en 1980, l'aménagiste note qu'au chiffre officiellement fixé (1458 têtes) s'ajoutent des brebis en surnombre mais aussi des troupeaux de communes voisines. Il estime à 1800 brebis la

²⁶⁰ Quoique des relations relativement directes peuvent être mises en évidence. Par exemple, l'acidification des sols fait fuir les gastéropodes. Le manque de calcium induit chez certains oiseaux par cette absence d'escargots entraîne une diminution de la régénération par fragilisation des coquilles d'œufs [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

pression subie par la forêt (2,8 animaux à l'hectare) [ONF, 1980, p. 11], ce qui est considérable et bloque quasiment toute régénération (on a évoqué la difficulté de mettre certains secteurs en défens).

Les forêts de Biriadou et Urrugne sont pauvres en gibier : une quinzaine de chevreuils en commun, très peu de sangliers, de lièvres et de lapins (au milieu des années 1980). Les oiseaux migrateurs (grives, palombes) s'arrêtent plus volontiers à Urrugne, où les conditions sont plus attrayantes qu'à Biriadou. Toutefois, les bécasses sont abondantes dans les ravins frais et boisés le long de la Bidassoa.

Deux espèces locales méritent cependant une attention particulière : les pottok et les betisoak. Elles font parties des quelques richesses patrimoniales qui subsistent.

Les Pottok. – Le pottok, « petit cheval » en langue basque, est un poney rustique. Son histoire est très mal connue (aucune trace tangible de l'histoire du pottok antérieure aux années 1920, 1933). Animal de travail, à la ferme ou dans les mines du Nord et d'Angleterre, il n'aurait que tardivement connu cet état de semi-liberté qui lui a donné son image de cheval sauvage. Traditionnellement, sa vie devait s'achever à l'étal du boucher.

Les pottok vivent en liberté (mais ils appartiennent à des éleveurs) et parcourent les versants des massifs des montagnes basques où ils participent à l'entretien de la montagne. En horde d'une vingtaine de juments accompagnées d'un étalon, ils se nourrissent d'herbes et d'ajoncs, de glands et de châtaignes en automne. Très rustiques, ils ne craignent ni la pluie ni le vent, se recouvrant d'une épaisse fourrure dès les premiers froids. Les éleveurs organisent deux ou trois fois par an des rassemblements pour les asperger d'insecticide et pour les vermifuger. Ils constituent une espèce relique qui, après avoir frôlé la disparition, voit sa population augmenter à nouveau. Cette évolution récente est directement liée à l'action de Paul DUTOURNIER, ancien maire de Sare. En 1970, il crée une association de sauvegarde et, en 1971 le pottok est reconnu comme une race de poneys à part entière. C'est la première étape de ce sauvetage.

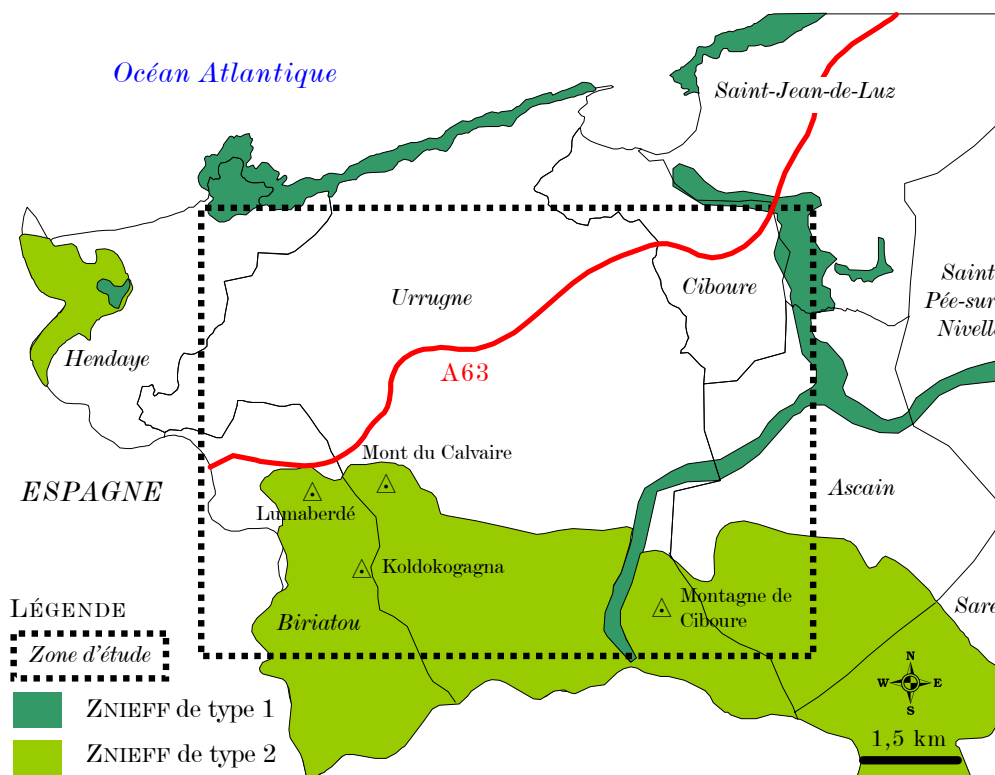
A Biriadou, ils n'étaient plus que 7 en 1984 (sur les territoires soumis) [ONF, 1984, p. 20]. Selon nos observations de terrain en 1998, et sans pouvoir avancer de chiffre, leur population s'est développée.

Les betisoak. – Les betisoak (ou betiso) sont des vaches sauvages dont il ne reste plus que quelques troupeaux. En 1984, six troupeaux étaient recensés : 4 en Espagne et 2 en France. Or, les deux derniers troupeaux français se localisent toujours sur les territoires d'Urrugne et de Biriadou qui sont donc considérées comme l'un des derniers refuges pour cette espèce [ONF, 1984, p. 20 ; ONF, 1980, p. 11]. « *Descendants des troupeaux vivant jadis dans les déserts marécageux des Landes ou ultimes représentants de l'espèce*

préhistorique ayant échappés depuis le néolithique à tout essai de domestication, ils se déplacent, s'alimentent et se reproduisent sans l'intervention ni le contrôle de l'homme. De petite taille – inférieur à 350 kg – ils ont une robe généralement rousse [...], recouverte de poils très longs les protégeant des intempéries. [...]. Vivants en troupeaux dominés par un mâle, ils sont vigoureux, résistants et agiles. Décimés au fil des ans par les chasseurs (la chair du Betiso étant parait-il d'une saveur incomparable), ils sont maintenant respecté et paissent généralement aux confins des communes d'Urrugne et de Biriadou » [SELLIEZ, 1975 in ONF, 1980, p. 11].

Cette race est en danger. Elle est reconnue officiellement par le Ministère en charge de l'Agriculture (nom international : Betizuak). C'est une population primaire, une race autochtone du Pays Basque (100% des femelles reproduisent en race pure). Le recensement, dont la fiabilité est bonne donne (pour le territoire français) un effectif de 55 à 64 bêtes, réparties dans deux troupeaux. Le nombre de reproducteurs est estimé à 20, comme pour les reproductrices [BUREAU DES RESSOURCES GENETIQUES, 2002, web].

2.1.5 Les ZNIEFF²⁶¹ du secteur de Biriato



Carte 26 : Les ZNIEFF du secteur de Biriato

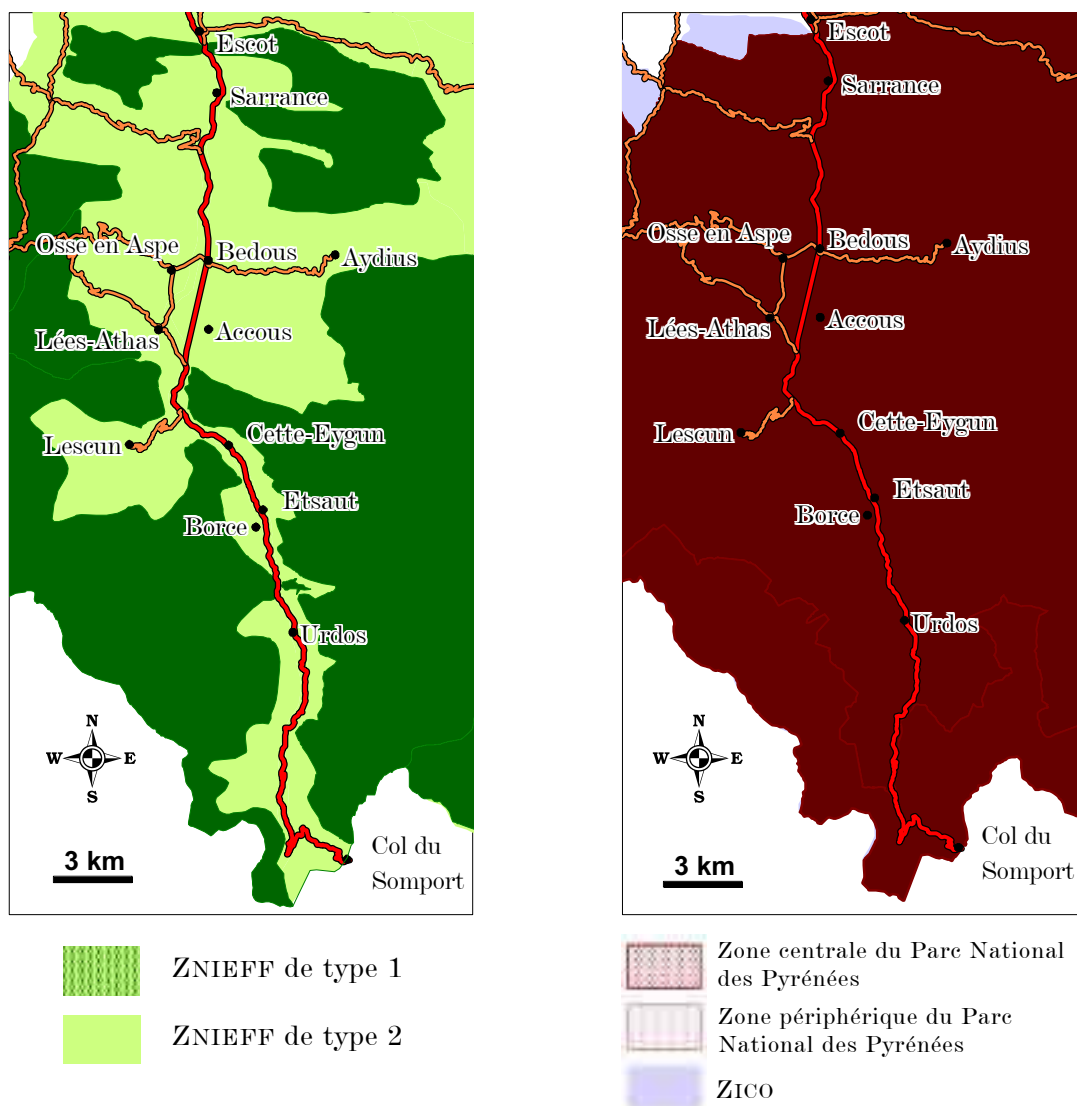
Une grande partie des communes de Biriato et Urrugne a été recensée en ZNIEFF, même à grande proximité de l'autoroute (Montagne de Lumaberdé, Mont du Calvaire) car ces milieux (semi) naturels – bien que fortement anthropisés – forment des ensembles originaux remarquables. C'est le sens de cette vaste ZNIEFF dénommée « Mont Choldokogagna, Larroun et fond du bassin de Sare ». Ajoutons que le réseau hydrographique de la Nivelle constitue une ZNIEFF de type 1 (richesse biologique remarquable) or, les rivières constituent des voies de pénétration privilégiées des masses d'air polluées (cf. Carte 14, p. 287 par exemple).

²⁶¹ Les ZNIEFF (Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique) sont des espaces du territoire français reconnus scientifiquement (méthode définie nationalement) pour l'intérêt de leur écosystème, de leur faune et de leur flore. L'inventaire a été initié en 1982. Les ZNIEFF n'ont pas de valeur réglementaire mais elles sont devenues une référence pour les études d'impacts, les PLU (POS) etc. On distingue les ZNIEFF de type I (secteurs caractérisés par une richesse biologique remarquable sur toute leur superficie) et les ZNIEFF de type II (grands ensembles naturels assez riches et peu modifiés ou offrant des potentialités biologiques importantes) [DA LAGE et METAILIE, 2000, p. 574].

2.2 Le milieu naturel de la vallée d'Aspe

La vallée d'Aspe peut se définir comme une succession de bassins (Oloron, Bedous, Urdos) isolés par des gorges étroites avec défilés (Escot, Esquit, Cebers). Au delà d'Urdos le paysage s'élargit lors de la montée vers le Somport. Les étroits correspondent au franchissement de terrains calcaires durs longitudinaux par la vallée, ce sont des cluses typiques portant ou non, latéralement, la marque glaciaire [DDE, 1999b, p. 8].

Le secteur étudié (450 km²) s'étend de la commune d'Escot au col du Somport (1631 m). En fond de vallée, les altitudes s'échelonnent entre 330 m (Escot) à 1100 m (Forges d'Abel). Le point le plus élevé du secteur étudié est le Pic de Sesques (2606 m). La crête du versant ouest, en haute vallée est la plus élevée (≈ 2500 m), puis sur la crête frontière, les altitudes passent de 2300 m à l'Est à 2100 m vers le Nord-ouest.



Carte 27 : Intérêt écologique et statuts de protection en vallée d'Aspe : Parc national des Pyrénées, ZNIEFF et ZICO [PARC NATIONAL DES PYRENEES, 2000, pp. 10-12].

La vallée d'Aspe se situe approximativement à 100 km de l'océan. Elle s'inscrit intégralement dans la zone périphérique du Parc national des Pyrénées. Conformément à la structure générale du Parc, seule une bande située le long de la frontière en haute vallée fait partie de la zone centrale. L'ensemble de la vallée est également intégré à diverses ZNIEFF et ZICO²⁶² (cf. Carte 27). La haute vallée a également été retenue comme site Natura 2000.

Dans ce cadre à haute valeur patrimoniale, la route nationale 134 passe le plus souvent en fond de vallée. L'entrée du tunnel international du Somport se situe au niveau des forges d'Abel, à 1100 m.

Si les procès verbaux d'aménagements conçus par l'ONF pour les secteurs soumis au régime forestier de Biriadou et Urrugne ont été quasiment nos seules sources permettant une description correcte de l'environnement « naturel » pour le passage Basque, la vallée d'Aspe a fait l'objet d'études approfondies dans le cadre des projets successifs d'amélioration de la RN134. Le dossier d'enquête d'utilité publique pour la modernisation de la RN134 entre Urdos et les Forges d'Abel rassemble un grand nombre d'études réalisées au cours de la décennie [DDE, 1999a ; DDE, 1999b]. Pour la vallée d'Aspe, ce document est une référence. Ces données sont complétées et recoupées (dans la mesure du possible) par d'autres sources parmi lesquelles la thèse de DENDALETCHÉ reste un élément important, même si la littérature est un peu plus variée.

2.2.1 Climat

Le climat de la vallée d'Aspe est de type montagnard à influence océanique, avec une pluviosité très élevée. Cette partie de la chaîne pyrénéenne subit en fait de nombreuses influences qui permettent de nuancer son climat par rapport au piémont pyrénéen et aux autres vallées du système montagneux. Le relief joue un rôle déterminant, notamment sur les perturbations océaniques qui le heurtent de plein fouet (forte pluviosité). La proximité de l'Espagne donne enfin à la vallée une nuance très méridionale car l'anticyclone ibérique déborde parfois sur le versant français apportant calme, chaleur et lumière (la plupart du temps, seulement en haute vallée). Ainsi la vallée d'Aspe appartient au domaine des montagnes humides et relativement douces [DDE, 1999b, p. 8].

²⁶² Les ZICO (Zone importante pour la conservation des oiseaux) correspondent, sur le territoire français à un zonage officiel. Une ZICO correspond à un espace caractérisé par l'existence d'un ou plusieurs habitats indispensables aux besoins vitaux de l'avifaune, reconnu comme biologiquement cohérent et délimité en conséquence. Aujourd'hui, le label ZICO ne confère aucune protection juridique [DA LAGE et METALLIE, 2000, p. 577]. Au titre de la Directive « Oiseaux », un certain nombre d'entre elles ont été sélectionnées et ont obtenu le statut européen de Zone de Protection Spéciale. Dans le Parc national des Pyrénées, des parties des ZICO AN09, AN10, AN12 et MP02 ont été classées en ZPS et ont donc vocation à être intégrées au réseau européen Natura 2000. Notons que 6 des 7 ZICO du Parc se situent dans les vallées Béarnaises : Aspe et Ossau [PARC NATIONAL DES PYRENEES, 2000, pp. 10-12].

Les températures. – Elles sont naturellement fonction de l'altitude²⁶³. Vers 2000 m, la moyenne thermique annuelle est de 3,8°C. Elle remonte à 7,4°C à 1150 mètres où aucun mois d'hiver n'offre de moyenne négative. Les minima absolus (> -20°C) sont observés les rares jours de grandes tempêtes. Par contre en été le thermomètre peut s'élever très haut en raison de la proximité de l'Espagne. Le gel est cependant possible toute l'année à partir de 2000 m. Les gelées printanières ne causent pas de dégâts importants, la végétation étant très retardées par la présence des neiges qui ne disparaissent guère avant la fin mai [ONF, 1998, p. 9 ; ONF, 1999b, p. 3].

Dans le fond de la vallée, le climat se révèle moins rude et surtout moins contrasté qu'en altitude. La moyenne thermique annuelle est de 11,4°C à 520 m et s'élève à 12,3°C à 300 m. Le nombre de jours de gelée est respectivement de 65,4 et 54,9 contre 34,2 à Pau ville (210 m d'altitude).

Les précipitations. – Elles sont très abondantes puisque comprises entre 1200 mm à l'entrée de la vallée et plus de 2000 mm sur les plus hauts sommets (1500 mm/an à la station de Lescun, 900 m ; 1709 mm aux Forges d'Abel à 1070 m [GUITARD, 1955, p. 116]). Les Pyrénées occidentales sont une des régions les plus arrosées de France [PARC NATIONAL DES PYRENEES, 2000, p. 32]. Elles sont bien réparties au cours de l'année : les pluies de printemps sont très abondantes, ainsi que celles d'automne [ONF, 2001, p. 9]. Les fonds de vallée bénéficient d'une position d'abri auquel s'ajoute l'effet desséchant du « vent d'Espagne » (föhn) [DDE, 1999b, p. 8]. Au Pic d'Anie (altitude : 2504 m), la lame d'eau est supérieure à 3000 mm annuels [DENDALETCHÉ, 1973a, p. I-43].

L'orientation Nord-sud de la vallée entraîne une forte dissymétrie entre les versants Ouest et Est. Les versants exposés aux masses d'air humides venant de l'ouest (versant au vent) sont nettement plus arrosés que les versants exposés à l'est (versant sous le vent), en position d'abri [DUBOIS, 1999, p. 45]. De fait, les versants exposés à l'ouest sont toujours très affouillés par un réseau torrentiel beaucoup plus dense et ramifié que leurs homologues exposés à l'est [DENDALETCHÉ, 1973a, p. I-42]. En été, les orages sont fréquents et violents, d'où la nécessité de maintenir un couvert végétal protecteur [ONF, 1999b, p. 3 ; ONF, 1983, p. 4].

La neige. – Elle n'est qu'un intermède occasionnel dans le fond de la vallée (15 jours à 525 m, 20 jours à 825 m contre 8,4 à Pau) où elle ne représente qu'une faible partie des précipitations au coeur de l'hiver (flux perturbé de Nord-Ouest) [DDE, 1999b, p. 8]. Les

²⁶³ Le gradient adiabatique (ou taux de décroissance de la température dans l'air sec) est de 1°C/100 m. En atmosphère saturé d'eau (nuageux), la pseudo-adiabatique est de 0,5°C/100 m (cf. § 2.1.2 Stabilité et profil de température, p. 115) [BELTRANDO et CHEMERY, 1995, pp.3-4].

précipitations ont lieu sous forme de neige surtout à partir de 800-900 m [ONF, 2001, p. 9]. En moyenne montagne elle couvre le sol de décembre à avril avec des différences selon l'exposition (ombrée/soulane). En haute montagne, qu'elle ne libère qu'en juin, elle reste possible toute l'année.

On sait peu de chose sur le manteau neigeux mais « *l'épaisseur locale de la couche de neige et sa répartition dépendent davantage de l'action locale du vent et du relief que de l'abondance des chutes* » [CLAUSTRES, 1965, p. 31 in DENDALETCHÉ, 1973a, p. I-44].

Dynamique atmosphérique. – Il est connu que les vallées sont le lieu d'inversion thermiques ou de stabilités atmosphériques fréquentes, surtout en hiver. Dans le chapitre précédent nous avons étudié la question des capacités dispersives des différents sites. Cette analyse a montré que pour la période étudiée (début avril – fin juillet), autrement dit pour une période pas particulièrement propice aux inversions, 60% des journées offrent de mauvaises ou très mauvaises conditions de dispersion. Logiquement, ce pourcentage doit s'accroître en hiver et globalement, la vallée d'Aspe, est le siège très fréquent de ces processus. Cela sera confirmé par les chiffres de nébulosité du Parc national des Pyrénées.

Les vents. – Les vents dominants sont d'ouest mais les plus violents, pouvant provoquer des dégâts sont ceux du sud et du sud-ouest [ONF, 1998, p. 9 ; ONF, 1983, p. 4]. En effet, la proximité de l'Espagne occasionne des rafales de vent du sud de type foehn [ONF, 1999c, p. 3]. La présence de vallées secondaires provoque parfois des tourbillons susceptibles de provoquer des dégâts dans les jeunes futaies²⁶⁴.

La plupart des sources bibliographiques utilisées se basent sur les données de la station météorologique de Lescun située dans un cirque, à l'Ouest de l'axe principal de la vallée. Cela explique sans doute en partie pourquoi nos propres mesures météorologiques, effectuées en fond de vallée (Sarrance), indiquent plutôt une prédominance des vents du nord (43%) et du sud (50%), selon l'axe de la vallée. Toutefois, il serait très hasardeux de vouloir tirer des conclusions de ces observations qui n'ont eu lieu que durant quelques mois (01 avril au 26 juillet 1999) et dans des conditions non normées pour les mesures de vent [DURRIEUX, 1999, p. 27]. Nous en saurons plus sur le fonctionnement météorologique de la vallée après l'analyse des données récoltées par le Laboratoire d'Aérodynamique (UMR 5560 – Université Paul Sabatier, Toulouse) dans le cadre d'une étude préliminaire à un programme de recherche destiné à l'élargissement et l'approfondissement des questions abordées dans cette thèse.

²⁶⁴ Deux parcelles forestières de la forêt de Borce, en haute vallée (1430 m en moyenne) ont été touchées en 1980, et plus anciennement, 1178 chablis de hêtre et de sapin ont été provoqués par un ouragan en 1938 [ONF, 1983, p. 4].

L'humidité relative de l'air. – Estimée à 82,4% selon nos propres mesures (01 avril au 26 juillet 1999), elle est importante. Cela recoupe de nombreuses sources qui, sans donner d'éléments chiffrés, annonce une humidité (très) importante. Ajoutée aux précipitations et à l'évapotranspiration des peuplements, elle favorise le développement des mousses et lichens sous couvert forestier. Les brouillards sont fréquents et s'expliquent par l'élévation brutale des Pyrénées au-dessus du piémont pour le versant nord et qui joue un rôle net dans la condensation des brouillards [DENDALETCHÉ, 1973a, p. I-42]. La nébulosité est très importante avec 127 à 187 jours par an de mers de nuages ou de brouillards [PARC NATIONAL DES PYRENEES, 2000, p. 32].

Durée de la saison de végétation. – Elle est très étagée suivant l'altitude. Elle est estimée entre 5 et 6 mois par an pour une altitude moyenne de 1000 m [ONF, 1998, p. 10].

2.2.2 *Sol et sous-sol*

D'un point de vue géologique, la vallée d'Aspe se présente comme une importante incision orientée Sud-Nord, recoupant plusieurs zones de constitution et de structure différentes, parallèles à la direction générale Est-Ouest de la chaîne pyrénéenne. La zone de flysch Crétacé supérieur (qu'on retrouve sur la côte Basque), appartenant à l'avant-pays n'est pas comprise dans la zone d'étude.

A partir d'Asasp et en allant vers le Sud, on peut reconnaître les éléments suivants²⁶⁵ :

- une zone plissée complexe (pli-faille, chevauchement, anticlinal en forme de « blague à tabac »), entre Asasp et la plaine de Bedous. Entre les anticlinaux (marnes bariolées de Keuper, Lias, Callovo-Oxfordien, Kimméridgien, Portlandien, Urgonien), les dépressions synclinales sont remplies de marnes schisteuses de l'Albien [CASTERAS, 1970, p. 4].

- la haute vallée (à partir du Pont d'Esquit) est essentiellement constituée par les terrains du Carbonifère supérieur (Namuro-Westphalien) : grès, schistes, quartzites, sur plusieurs centaines de mètres [CASTERAS *et al.*, n.d., pp. 1-2]. Une barre calcaire traverse la vallée au pont d'Esquit. On retrouve ces calcaires plus loin, dans le massif du Pic d'Anie. Enfin, vers le Somport, la « série du Somport » est très reconnaissable dans le paysage. Il s'agit des grès couleur lie-de-vin de la couverture permienne en discordance [CASTERAS *et al.*, n.d., pp. 1-2].

- dans tout le secteur (au-delà de la vallée d'Aspe), on observe de multiples appointements d'Ophite (roche éruptive), notamment dans le vallon de Bedous [CASTERAS, 1970, p. 18].

²⁶⁵ Les feuilles de Urdos (1/80 000^{ème} de 1966) et Oloron-Ste-Marie (1/50 000^{ème} de 1970) ont été consultées. Elles offrent une plus grande précision mais elles ne sont pas tout à fait jointives : le secteur entre Pont-Suzon et Accous manque. La feuille de Laruns au 1/50 000^{ème} se fait attendre depuis quelques années déjà. Sa sortie est imminente.

Ces appointements forment des buttes en forme de taupinière, marquant fortement le paysage.

La question du type de sol correspondant à ces substrats variés est primordiale vis-à-vis du risque d'acidification (cf. § 1.2.1.3 Au niveau du sol, deux processus majeurs : l'acidification et l'eutrophisation, p. 333). On a vu que la vallée d'Aspe recoupe transversalement différents substrats. Pour simplifier, on peut dire que la basse vallée (Escot-Pont d'Esquit) se situe en terrain calcaire alors que la haute vallée (Pont d'Esquit-Somport) est constituée de terrains schisteux, qui se comportent comme une roche « siliceuse » [DENDALETCHÉ, 1973a, p. III-19].

L'important est de savoir si les substrats calcaires donnent forcément un sol riche en calcium, ce qui leur procure une certaine protection contre les dépôts acides ou au contraire, si des sols acides sont également générés. On sait que la diversité des situations en montagne (orientation, altitude, crête ou bas de versant, etc.) entraîne une mosaïque de conditions qui se succèdent très rapidement, d'où la difficulté à généraliser. On sait aussi que le climat pluvieux est plutôt un facteur d'accélération de la pédogenèse (lessivage intense).

Quelques rares documents pédologiques existent : la carte établie par WILBERT en 1987 est la meilleure source existante selon nos propres investigations et celles de Christine LE BAS de l'unité INFOSOL de l'INRA d'Orléans²⁶⁶. Les aménagements forestiers effectués par l'ONF pour certaines forêts aspoises nous apportent aussi, pour quelques secteurs, des indications localisées mais précieuses.

Selon cette carte, établie dans le cadre de la Relance Agronomique Aquitaine, et malgré l'inadéquation entre nos besoins et l'échelle régionale employée, on observe que les 5 grands types de sols de montagne observés en Aquitaine sont présents en vallée d'Aspe : (a) les sols bruns lessivés, (b) sols humiques carbonatés + rochers, (c) sols bruns, (d) sols bruns acides + rochers, (e) rankers [WILBERT, 1987]. Malheureusement, la notice d'accompagnement traite exclusivement des sols de plaine. Il n'existe pas de fiche pour les sols de montagne [LE BAS, 2002, comm. écrite].

²⁶⁶ C'est d'ailleurs par le biais de ce service que nous disposons d'une copie de ce document.



Relance Agronomique Aquitaine
J. Wilbert 1987

Légende

Sols de la montagne

- Sols bruns lessivés
- Sols bruns lessivés calcifiés + riches
- Sols bruns
- Sols bruns acides + riches
- Ranziers

Autres sols

- Coteaux Pyrénées Atlantiques - Chalaises
- Territes sur alluvions anciennes
- Territes sur sphaéri

Carte 28 : Carte pédologique de la vallée d'Aspe (extrait de la carte « Relance Agronomique Aquitaine ») [WILBERT, 1987]

Les sols bruns. – Selon la carte, les sols bruns se localisent entre Escot et l'entrée du vallon de Bedous. La roche-mère de ce secteur est essentiellement constituée de marnes schisteuses de l'Albien [CASTERAS, 1970]. Cela correspond aux observations de l'ONF dans la forêt de Sarrance (500 à 1500 m avec une moyenne à 950 m) qui signale des sols bruns eutrophes plus ou moins épais et fertiles ($S/T > 80\%$ [DUCHAUFOR, 1988, p. 160]) sauf dans les zones les plus pentues où les calcaires sont à l'origine de sols superficiels, avec des affleurement rocheux fréquents [ONF, 2001, pp. 9-10].

La mise en relation de la carte géologique et des unités pédologiques identifiées par WILBERT [1987] fait émerger un élément intéressant. Le passage des sols bruns aux sols bruns lessivés (au Sud) correspond au passage entre les marnes schisteuses de l'Albien et le faciès des calcaires subrécifaux (faciès urgonien) de l'Aptien supérieur. Là encore, les descriptions pédologiques de WILBERT sont corroborées par les observations de terrain de l'ONF : « *Les marnes de l'Albien donnent lieu à la formation d'un sol très fertile, plus profond que dans les marnes noires et les calcaires subrécifaux* » [ONF, 2001, p. 10]. En effet, l'épaisseur du sol joue un rôle dans le lessivage. Cette concordance est à mettre en relation avec la répartition spatiale de ces calcaires subrécifaux qui sont très présents, par petites unités, le long de la RN134. Si ce faciès génère effectivement des sols bruns lessivés

plutôt que des sols bruns eutrophes tels qu'identifiés d'une manière plus générale dans le secteur, cela a des incidences sur la vulnérabilité des écosystèmes de proximité (d'autant plus que les dépôts sont les plus importants à proximité de la route). Ce point nécessiterait des investigations sur le terrain.

Les sols bruns acides + rochers. – Ce type de sol, à complexe désaturé (S/T = 30% [DUCHAUFOR, 1988, p. 160]) recouvre la plus grande surface de la vallée c'est-à-dire du bassin de Bedous jusqu'au secteur des Forges d'Abel. La limite altitudinale correspond à la limite supérieure de la forêt où l'on passe alors à des rankers. Ce schéma très simple se complique un peu au versant Est : au dessus du vallon de Bedous, les sols bruns acides laissent rapidement place aux sols bruns lessivés évoqués précédemment. Au niveau du cirque glaciaire de Lescun, en contrebas du secteur karstique du Pic d'Anie, ils laissent place à des sols humiques carbonatés (+ rochers). Les sols bruns acides sont très présents dans la vallée et correspondent à l'étage forestier. Les observations de l'ONF, pour la forêt de Cette-Eygun (secteur des Forges d'Abel) évoquent les relations étroites entre la nature de la roche mère et le type de sol : les schistes et grès du carbonifère génèrent des sols bruns acides majoritaires sur l'ensemble de la forêt, les calcaires²⁶⁷ sont à l'origine de lithosols (rochers affleurants) et de sols bruns eutrophes [ONF, 1999c, p. 4].

Sols bruns lessivés. – Situés au dessus du vallon de Bedous, au versant Est. Le profil de ce type de sol est encore peu contrasté. Il peut même être considéré, selon DUCHAUFOR [1988, p. 162] comme un sol analogue du sol brun. Le complexe est désaturé dans les horizons supérieurs (50 à 60%) mais remonte en B (75 à 80%) et si la roche-mère contient du calcaire actif, l'horizon C est saturé. Les sols brun lessivés évoluent « normalement » vers des sols lessivés acides fortement désaturés et contrastés [DUCHAUFOR, 1988, p. 163].

Sols humiques carbonatés (+ rochers). – Ce sont des rendzines noires d'altitude où le mélange calcaire-humus est insuffisant et la matière organique très abondante (jusqu'à 50%). Cet humus évolue souvent vers un *mor*, auquel correspond alors une landes à Rhododendrons ou une forêt de résineux [LACOSTE et SALANON, 1969, p. 107]. Situés au niveau du cirque glaciaire de Lescun, ces sols se sont mis en place sur des dépôts glaciaires plus que sur de la roche en place. Cette dernière est située à plus haute altitude, dans le massif karstique de l'Anie. On pourrait penser *a priori* que calcaire et flysch conduisent fatalement à des sols calcimorphes. Tel n'est pas le cas. Paradoxalement, les sols les plus fréquents sont les sols non calcimorphes. Une telle réalité suppose une longue évolution des

²⁶⁷ Il est vrai que les calcaires constituant la barre du pont d'Esquit affleurent également en quelques secteurs de la haute vallée [CASTERAS *et al.*, nd].

horizons superficiels et profonds du sol, donc une certaine stabilité climatique. Les sols décalcifiés et acidifiés par lessivage ne sont pas rares et ceci souligne « *l'énorme tranche d'eau qui s'abat sur ces montagnes* » [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-29]. Plus bas, sous forêt montagnarde mixte (sapin, hêtre, épicéa), les sols calcimagnésiques perdent très rapidement leur calcaire actif (sauf sur éboulis constamment renouvelés) ; le plus souvent, un squelette calcaire grossier subsiste seul dans le profil [DUCHAUFOR, 1988, p. 155].

*Rankers*²⁶⁸. – Le profil du ranker est très simple : un humus peu évolué (généralement un *mor*) contenant un lacis de racine, repose sans transition sur la roche dure inaltérée. A plus basse altitude, sous forêt, on peut trouver le ranker d'érosion (secteur de forte pente renouvelant sans cesse le profil). Sur pente plus douce, il évolue vers les sols bruns acides ou les sols podzoliques [DUCHAUFOR, 1988, p. 150].

Rôle de la couverture végétale. – Les sols sont le résultat d'une longue évolution dans laquelle la végétation joue un rôle très important. Par exemple, dans les parties supérieures des hêtraies calcicoles, on observe des trouées accueillant un peuplement à tendance landicole : *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*. Il s'agit d'îlots décalcifiés. Ces enclaves édaphiques sont d'origine végétale. Cet exemple montre qu'avec la disparition de la couverture arborée climacique, sous climat très pluvieux, l'évolution normale va vers une acidification des sols en dépit des roches mères calcaires [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-30]. Cela rejoint les observations concernant le passage des sols bruns acides sous forêts aux rankers des landes et pelouses d'altitude établi par la cartographie de WILBERT [1987].

Facteur anthropique. – L'homme, en modifiant la répartition et la prépondérance des espèces végétales, influe indirectement sur le sol. Plus directement, un certain nombre de pratiques (avaient) ont toujours une influence plus immédiate sur les sols (du point de vue physico-chimique²⁶⁹) : écobuages, pastoralisme, pratiques anciennes. Cette question sera discutée dans le cadre du paragraphe consacré aux facteurs locaux aggravants et/ou améliorants.

²⁶⁸ Le consensus est général quant à l'acidification des sols de montagne, quel que soit le substrat. BRAUN-BLANQUET [1948 in DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-46] admet que « *sous climat alpin, l'évolution du sol et par conséquent l'acidification de tous les terrains basiques se poursuivent sans arrêt* » et que « *cette transformation tend invariablement vers le climax de la région, le profil du sol alpin humique silicaté entièrement désalcalinisé et décalcifié, portant une pelouse acidophile* ». OZENDA [1985, p. 31], à propos des Alpes, propose la même évolution : l'accroissement du lessivage (lié à l'augmentation des précipitations avec l'altitude) et la teneur en humus déterminent une acidification des sols pouvant aller jusqu'à la podzolisation : ainsi, NEUWINGER et CZELL [1961 in OZENDA, 1985, p. 31], étudiant et cartographiant les sols des étages subalpin et alpin d'une région du Tyrol central ont établi qu'ils sont tous partiellement ou totalement podzolisés. En général, les sols acides prédominent au-dessus de la limite entre les étages montagnard et sub-alpin, même sur les roches mères calcaires.

²⁶⁹ On ne rentrera pas ici dans le champ des processus d'érosion liés (in)directement à l'anthropisation des milieux.

Au terme de son étude des sols de haute-montagne dans les Pyrénées Occidentales cristallines et calcaires, CABIDOUCHE [1979, p. 146] note que davantage que l'altitude, les sols sont avant tout conditionnés par les caractéristiques physiques de la roche-mère. Suivant son degré de fragmentation, elle détermine une certaine dynamique de l'eau qui contrôle en partie la place de la matière organique. Toutefois, l'ensemble des facteurs oriente la pédogenèse vers la constitution de sols vulnérables aux dépôts azotés. Ainsi, les sols offrent une grande variété selon les facteurs micro-climatiques, végétatifs et micro-topographiques. Il semble toutefois que, globalement, « *le climat très humide est générateur des processus dominants de la pédogenèse, que ce soit la décarbonatation, l'acidification ou la podzolisation* » [CABIDOUCHE, 1979, p. 103].

2.2.3 Groupements végétaux

Après une présentation des grands traits de la végétation aspoise, quelques points seront approfondis :

- la flore endémique
- la richesse des défilés calcaires
- la flore légalement protégée
- les hêtraies-sapinières de la haute vallée

D'Escot jusqu'au bassin de Bedous, les basses altitudes sont le domaine de la série du Chêne pédonculé (étage atlantique). Cette essence se retrouve ici en mélange avec le Châtaignier, le Noisetier ; sur les reliefs peu accentués, la forêt a laissé place aux faciès landicoles et de pelouses pâturées ou de fauche (cf. Carte 9, p. 235, sur l'occupation des sols en vallée d'Aspe).

Plus au Sud, on passe à l'étage collinéen (jusqu'à 600-700 m²⁷⁰) où se développe surtout la Chênaie sessile, qui affectionne les sols acides percolants, relativement secs. On le trouve plus rarement sur sol calcaire, en amont des peuplements de chênes pédonculés, à la base de la hêtraie-sapinière [SAULE, 1991, p. 10-12].

A partir d'Urdo, nous entrons dans l'étage montagnard soumis à une forte pluviosité et nébulosité. C'est le domaine de la série du Hêtre qui recherche l'humidité atmosphérique. Il

²⁷⁰ Les altitudes correspondent au versant français [DENDALETCHÉ, 1973b, p. 37 ; SAULE, 1991, p. 11 ; p. 19].

constitue, seul ou en mélange avec le Sapin, l'essentiel des forêts montagnardes entre 600-700 m et 1700 m, quelle que soit la nature du sous-sol. Les Landes à Rhododendrons et à Myrtilles peuvent dans certains vallons ou à l'occasion de clairières occuper de belles surfaces. L'utilisation pastorale est importante, les estives s'étant souvent développées au dépens de la forêt [DDE, 1999b, p. 9].

Au-delà s'épanouit le Pin à crochets, seule essence à pouvoir résister aux conditions de lumière, de froid et d'enneigement prévalant entre 1700 et 2200-2500 m d'altitude (subalpin et alpin). Organisés selon des bosquets, voire des arbres isolés, le peuplement est clairsemé (formes tortueuses, souvent rabougries, caractéristiques des conditions écologiques difficiles : sol, vent... qu'ils subissent). Le Pin à crochets « colonise aux Pyrénées tous les sols très acides, depuis les rankers à mor aux sols podzoliques humifères, avec un optimum sur les milieux édaphiques très peu évolués ou constamment rajeunis » [CANTEGREL, 1982, p. 26]. Là aussi les landes à Rhododendrons, à Myrtilles et les pelouses à Gispet (*Festuca eskia*) et à Nard occupent de larges surfaces. Ces pelouses servent en été d'estives aux troupeaux [DDE, 1999b, p. 9].

Les influences méridionales se font d'autre part sentir. Le Chêne pubescent, sous forme généralement de taillis, s'implante au niveau des défilés calcaires et en soulane. Essence caractéristique de l'étage collinéen subméditerranéen au versant espagnol, il matérialise en vallée d'Aspe les situations écologiques thermophiles, voire xérophiles. Ici, le Chêne pubescent est associé en sous-bois avec le Buis et alterne souvent avec des faciès de lande-garrigue à Genêts ou de pelouses [DDE, 1999b, p. 9].

En bordure du gave, s'installe la végétation caractéristique des bords des eaux dans laquelle l'Aulne, le Frêne, les Saules... jouent le rôle essentiel. Cette formation végétale prend son ampleur dès que la pente diminue et que le gave peut divaguer, surtout au nord de notre zone d'étude (à l'aval d'Asasp dans la plaine d'Oloron), mais également au niveau des ombilics de Bedous, d'Etsaut et même au niveau des Forges d'Abel [DDE, 1999b, p. 9].

2.2.3.1 Une flore endémique très riche, vue à travers le cas de
*Petrocoptis Pyreneïca*²⁷¹

Petrocoptis Pyreneïca « a été découverte par M. Bergeret dans les basses Pyrénées à la vallée d'Aspe, entre Bedous et Urdos : je l'ai cueillie, d'après son indication, sur les rochers qui bordent la route près de N.-D. de Sarrance » [DE CANDOLLE, 1811 in DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-17]. C'est une espèce endémique des Pyrénées occidentales septentrionales qui vit sur les rochers de la partie basse de l'étage montagnard hygrophile, de préférence à la base des falaises carbonatées ombragées [DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-19]. La Figure 47 présente la fleur typique mais il existe de très nombreuses variations autour de ce type. DENDALETCHÉ consacre une partie de sa thèse (55 pages + illustrations ; p.IV-1 à IV-55) à la monographie du genre *Petrocoptis* (dont *P. Pyreneïca* n'est qu'une espèce) qui lui apparaît comme une nécessité : « la description de nouvelles espèces, la pluralité des opinions émises, les confusions rendaient urgente une nouvelle étude » [DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-50]. C'est dire si la flore pyrénéenne est encore mal connue. Depuis 30 ans, les choses ont peu évoluées et les auteurs de l'étude d'impact de la DDE indiquent, à propos « des prospections botaniques réalisées par l'ensemble des auteurs en vallée d'Aspe [...] un état actuel des connaissances très insuffisant, notamment aux abords du tronçon routier » [DDE, 1999b, p. 9]. La méconnaissance de la flore aspoise est également pointée par le Parc national des Pyrénées. L'organisme considère que les statistiques sur la flore sont faussées par « le manque de données dans les vallées moins parcourues par les botanistes, comme Aspe et Rioumajou » [PARC NATIONAL DES PYRENEES, 2000, p. 42]. Malheureusement, la connaissance de la faune et de la flore risque de ne plus progresser, par manque de naturalistes de terrain. Dans son pré-rapport sur la gestion des espèces sauvages, à propos de la question des connaissances, ROUSSEL [2002, p. 13] fait un constat inquiétant « pour un avenir maintenant proche. [...]. On ne trouvera bientôt plus de naturalistes, et on n'en forme plus. Tous mes interlocuteurs m'ont fait cette observation. On trouve des biologistes "pointus", mais presque plus de naturalistes de terrain, et tous ceux qui sont encore en activité approchent de la retraite. Il est donc essentiel et urgent que l'on en forme de nouveau, et que l'on puisse en recruter ».

²⁷¹ Suivant les botanistes, elle s'est appelée : *Petrocoptis Pyreneïca* (BERGERET in BRAUN A., 1843) ; *Lychnis Pyreneïca* (BERGERET, 1803) ; *Lychnis nummularia* (LAPEYROUSE, 1813) ; *Lychnis Pyreneïca* var. *major* (LAPEYROUSE, 1818) ; *Agrostemma pyrenaicum* G. Don. (1831) ; *Petrocoptis Pyreneïca* var. *gallica* (WILKOMN) ; *Silene alsinoïdes* (BUBANI, 1901). Synonymie établie par DENDALETCHÉ [1973a, p. IV-23].



Figure 47 : *Petrocoptis Pyreneica* type. (a) aspect général ; (b) détail de la partie inférieure ; (c et d) feuilles caulinaires ; (e) feuilles basales ; (f) vue apicale et coupe de la fleur ; (g) jeunes rosettes [DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-23].

Le complexe multiforme de *Petrocoptis Pyreneica* se singularise par son extrême hygrophilie. Il s'observe sur substrat calcimorphe ou sur poudingue [DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-22]. Cette plante se trouve en association avec d'autres espèces formant ainsi « un groupement spécial, très riche en espèces endémiques [se rencontrant] dans les balmes, les abris sous roches et les entrées de cavernes » [QUEZEL, 1956 in DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-47].

Comment expliquer l'endémisme ? – Pour expliquer l'endémisme de cette plante il faut étudier l'histoire de son peuplement. La mise en place de peuplements allochtones en un territoire déterminé se fait en accord avec l'écologie du moment des lieux considérés. Quand des changements climatiques importants interviennent, il y a morcellement de l'aire d'extension primitive et la persistance est le fait d'isolats de reflux à caractères relictuels. La notion d'allochtonie ne vaut qu'au moment de l'installation de la flore ; il y a ensuite fusion de celle-ci avec la flore en place. Il peut alors n'y avoir aucun lien entre l'écologie actuelle et ces enclaves historiques [DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-51]. Le genre *Petrocoptis* étant certainement très ancien, sa diversification spécifique était sans doute réalisée à l'ère tertiaire. A cela s'ajoute un polymorphisme actuel qui s'explique par la dérive génétique

des divers groupes isolés [DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-52]. De fait, les populations de la vallée d'Aspe sont particulièrement originales. Il est un fait, par exemple, qu'en vallée d'Aspe de nombreuses populations de *Petrocoptis Pyreneica* sont sans poils alors qu'il s'agit d'une caractéristique généralement marquée [DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-18].

L'étude de *Petrocoptis Pyreneica* est en fait une illustration de ce qui s'est passé pour tout un cortège floristique très riche.

ALLORGE [1941 in DENDALETCHÉ, 1973a, p. V-35] note qu'un « *contingent important de méditerranéo-montagnardes*²⁷² a gagné le Pays Basque ; [surtout] des plantes calcicoles de stations sèches, rochers et pelouses ». Or, toutes ces méditerranéo-montagnardes sont des espèces très anciennes, descendantes orophiles (montagnardes) de type eu-méditerranéens actuellement, au moins en partie, disparus. D'une manière générale, le versant nord des Pyrénées (côté français) est colonisé par les espèces atlantiques-montagnardes et le versant sud (côté espagnol) par les espèces méditerranéo-montagnardes [DENDALETCHÉ, 1973a, p. V-36].

On a vu que la vallée d'Aspe présente certaines caractéristiques xérophiiles, notamment au niveau des défilés calcaires. Cette topographie particulière n'est pas sans incidences sur la végétation. En effet, les parties rocheuses des verrous sont toujours botaniquement très intéressantes, du fait du caractère beaucoup plus xérophile des peuplements que la tonalité générale du peuplement environnant. Ces stations xérothermiques existent aussi bien au nord qu'au sud mais elles sont plus spectaculaires au nord (en particulier en vallée d'Aspe, par effet de contraste). La diversité de la palette écologique s'explique non seulement par l'opposition nord/sud d'un même verrou, la dissymétrie Ouest/Est mais aussi par la variation d'altitude au-dessus du gave. Les zones basses sont particulièrement riches, ce qui est très dommageable vis-à-vis des risques liés aux pollutions du trafic automobile. Cette diversité s'exprime par la présence d'espèces très significatives et souligne la possibilité, actuellement constatée, d'existence juxtaposée de plantes très diverses (rôle de refuge) sur ces pitons rocheux. On saisit alors leur très grand intérêt botanique [DENDALETCHÉ, 1973a, p. V-44].

²⁷² Par exemple : *Calamagrostis argentea*, *Melica ciliata*, *Arenaria grandiflora*, *Hypericum nummularium*, *Amelanchier rotundifolia*, *Linum viscosum*, *Linum salsoloïdes*, *Festuca spadicea*, *Chaenorhinum origanifolium* [DENDALETCHÉ, 1973a, p. V-35].

Pour expliquer la présence d'espèces eu-méditerranéennes dans les Pyrénées, GAUSSEN [1928 *in* DENDALETCHTE, 1973, p. V-44] développe la théorie de l'hypothèse xérothermique. Repoussées sur le versant espagnol pendant la période glaciaire, elles auraient profité d'une période chaude, postérieure aux glaciations, nommée xérothermique. La nécessité de migrations du sud au nord, par les cols d'altitude favorable, de plantes méridionales est admise. Ces dernières ont alors peuplé les basses vallées pyrénéennes, surtout aux stations calcaires, qui sont particulièrement sèches et chaudes. Mais un climat plus rigoureux s'est développé depuis et les plantes méditerranéennes ou demi-méditerranéennes en ont été victimes. Quelques-unes, pourtant, ont pu se conserver en quelques coins privilégiés. Si cette théorie conserve une réelle valeur explicative, un certains nombres d'éléments restent inexplicables, notamment en vallée d'Aspe. En effet, la colonie xérothermique du Chemin de la mâtüre, en vallée d'Aspe abrite des espèces (*Aethionema saxatile*) que l'on ne retrouve pas au sud, à longitude égale²⁷³ [DENDALETCHTE, 1973a, p. V-45].

Ainsi, le cortège des endémiques se situe en grande partie (mais pas uniquement) sur les stations calcaires, chaudes et sèches (ou au contraire humides, comme *Petrocoptis Pyreneica* en pied de paroi, sous abris, à l'entrée des grottes). Les cluses calcaires qui ponctuent la vallée constituent donc des stations privilégiées pour cette flore très originale. Le paragraphe suivant détaille mieux cet aspect.

2.2.3.2 La richesse floristique des défilés calcaires

Ils sont surtout caractérisés par une végétation thermophile calcicole appartenant à la série du Chêne pubescent représentée essentiellement par des stades rupestres (rochers), de matorral (buissons xérophiles) et de bosquets forestiers.

Ces sites sont, de l'aval vers l'amont : (a) le défilé d'Escot, (b) le défilé de Labay-Biscarce (entre Aulance et Agnès), (c) le défilé d'Esquit (entre la crête du Mié et le bois d'Arapoup), (d) le Pont de Borce, (e) le défilé du Pont de Cebers au Pont d'Urdo ; ce tronçon comprend les sites de la Mâtüre et du Fort du Portalet, (f) le Sarrot du Mirail.

²⁷³ Les hypothèses évoquées par DENDALETCHTE il y a 30 ans sont : (a) la persistance d'espèces très thermophiles à proximité immédiate d'une ambiance de glace n'est pas impossible : en quelques contrées du monde, les glaciers arrivent à proximité des eaux océaniques et une flore hygro-thermophile s'épanouit à ce niveau ; (b) selon une idée ancienne, on peut admettre que les nunataks rocheux émergeant des calottes glaciaires ont pu servir de refuge à des plantes de souche méditerranéo-montagnardes [DENDALETCHTE, 1973a, p. V-45]. En trente ans, des progrès ont vraisemblablement été fait sur ces questions mais nous n'avons rien trouvé de spécifique à la vallée d'Aspe et notamment à l'énigme du Chemin de la mâtüre.

La flore y est remarquable. On peut y reconnaître parmi un cortège exceptionnel des espèces protégées ou présentant un très grand intérêt par leur rareté ou par leur valeur biogéographique. Le site de la mâtüre, évoqué précédemment, abrite même une flore subméditerranéenne exceptionnelle pour la région [DDE, 1999b, p. 11]. En 1974, dans son « *Guide du naturaliste dans les Pyrénées occidentales* » destiné au grand public, DENDALETCHÉ [1974, p. 150] se contente de citer – à propos de la flore du Chemin de la mâtüre – « *les espèces les plus banales d'un ensemble prestigieux dont nous taisons volontairement la liste* ».

Parmi les dizaines d'espèces végétales intéressantes, témoin de la très grande diversité des associations végétales, la liste qui suit présente les plus remarquables.

- *Dianthus superbis* (espèce protégée)
- *Satureja montana* (rare)
- *Senecio helenitis* Subsp. *helenitis* var. *pyrenaïca* (endémique)
- *Saxifraga longifolia* (endémique)
- *Aconitum anthora* (rare)
- *Locinera pyrenaïca* (endémique – station abyssale)
- *Hieracium fourcadei* (endémique – station princeps)
- *Cirsium monspessulanum* (exceptionnel au versant nord)
- *Petrocoptis pyrenaïca* (endémique) – *Fritillaria pyrenaïca* (endémique)
- *Vicia pyrenaïca* (endémique)
- *Aethionema saxatilis* (très rare)
- *Hélianthemum apenninum* Subsp. *lazarei* (endémique, très rare)
- *Aphyllantes monspeliensis* (rarissime)
- *Osyris alba* (très rare)
- *Jasminum fruticans* (rarissime)
- *Anthericum ramosum* (rare)
- *Cynosurus echinatum* (rare)
- *Lactuca perennis* (très rare)
- *Bupleurum angulosum* (endémique)
- *Crepis albida* (assez rare)
- *Lilium pyrenaïcum* (endémique)
- *Narcissus bicolor* (endémique)
- *Phleum boehmeri* (rarissime)
- *Piptatherum paradoxum* (seule station connue des Pyrénées-Atlantiques).

Les stations lichéniques calcicoles présentent elles-aussi une richesse et une diversité remarquables. On peut souligner la présence notamment de deux raretés.

- *Leptogium diffractum* (seule station connue des Pyrénées)
- *Staurothele guestphalica* (nouveau pour les Pyrénées)

Ainsi, la traditionnelle antinomie flore méditerranéenne / flore atlantique ne correspond absolument pas à la réalité aspoise qui montre une très forte intrication des deux ensembles. La Sabine (*Juniperus sabina*), espèce typique du versant espagnol « *existe au nord en quelques points dont la vallée d'Aspe* » [DENDALETTCHE, 1973a, p. II-77]. La Sabine est souvent inféodée à des rochers exposés au sud, sur lesquels elle est plaquée. Ses localités ont un caractère relictuel très net [DENDALETTCHE, 1973a, p. V-50]. Ces espèces cohabitent avec la flore atlantique plus commune au versant Nord. La variété géologique s'exprime également dans le bassin de Bedous où les diverses buttes ophitiques qui « *crèvent cocassement le plancher du bassin de Bedous* » [DENDALETTCHE, 1973a, p. I-32] sont fidèlement colonisées par *Daboecia cantabrica* et d'autres communautés non calcicoles.

Autres stations rupestres. – En dehors des cluses calcaires bien identifiées, d'autres sites rocheux plus dispersés sont également intéressants. A la sortie du village de Sarrance, on trouve dans les pelouses rocailleuses calcaires pentues *Anthericum ramosum* (rare) et sur les talus de la voie ferrée *Dianthus superbus* (espèce protégée). Au Brouca (Cette-Eygun), sur les rochers siliceux se rencontrent *Lonicera etrusca* (rare) et *Saxifraga intracata* (= *S. nervosa*) (endémique) [DDE, 1999b, p. 12].

Autres endémiques. – *Androsace hirtella* appartient à un groupe d'orophytes typiques. Ses uniques stations mondiales sont localisées aux Pyrénées occidentales [VIVANT, 1964 in DENDALETTCHE, 1973a, p. V-41]. FOURCADE, VILLAR-PEREZ, VIVANT et DENDALETTCHE ont cerné de très près sa répartition. Les limites données par les auteurs correspondent à la vallée d'Aspe²⁷⁴ où, sans être constante dans les stations favorables, elle n'y est pas rare. Elle disparaît toutefois quand on approche de la haute chaîne. On note également la coïncidence entre l'aire de *Androsace hirtella* et la localisation pyrénéenne d'espèces très remarquables comme *Pimpinella siifolia* et *Saxifraga cuneata* [DENDALETTCHE, 1973a, p. V-41].

²⁷⁴ La plante est limitée à l'Est par la vallée d'Ossau et à l'ouest par la vallée de Baretous [DENDALETTCHE, 1973a, p. V-41].

2.2.3.3 Flore légalement protégée

En ce qui concerne la flore légalement protégée, les espèces protégées au plan national en vertu de l'arrêté ministériel de janvier 1982 seraient à rechercher par des prospections de terrain réalisées en bonne saison aux abords de la RN 134. Aucune information n'est actuellement disponible pour ces espèces, hormis quelques rares petites populations de *Dianthus superbus* qui ont pu y être récemment observées.

On peut supposer, dans l'état actuel des connaissances, que parmi l'ensemble des espèces protégées reconnues dans le bassin-versant aspois, les suivantes sont susceptibles d'être observées aux abords du tronçon routier, en plus de *Dianthus superbus* : *Armeria pubinervis*, *Primula hirsuta*, *Gagea sp.*, *Daboecia cantabrica*, *Drosera rotundifolia*, *Astragalus monspessulanus*.

De plus, un certain nombre d'espèces de plantes et de lichens rares et/ou endémiques, pour les Pyrénées ou pour le département, figureront dans les prochains arrêtés ministériels (en préparation) de protection d'espèces en Aquitaine et en Pyrénées-Atlantiques ; parmi les espèces citées y figureront par exemple : *Aphyllantes monspeliensis*, *Piptatherum coeruleascens*, *Cephalanthera pallens*, *Alsine rostrata*, *Centranthus angustifolius*, *Juniperus phoenicea*, *Rhamnus alaternus*, *Hieracium fourcadei*, *Anthericum rarnosum*, *Abscuditella delutula*, *Bacidia rubella*, *Geisleria xylophila*, etc. Toutes ces espèces sont présentes actuellement dans les sites reconnus écologiquement sensibles [DDE, 1999b, p. 9].

La strate herbacée par son renouvellement fréquent montre rapidement des changements de composition en réponse à des modifications de son environnement biotique et abiotique. Mais, il est important de rappeler qu'elle joue un rôle important dans les écosystèmes forestiers. En particulier, elle joue un rôle-clé lors des phases de régénération en entrant en compétition avec les jeunes semis [FROCHOT *et al.*, 1986 in THIMONIER, 1994, p. 2]. Ainsi, les modifications de ce compartiment (au-delà de son caractère bio-indicateur de changements) peuvent avoir des répercussions importantes sur le fonctionnement et la diversité des écosystèmes forestiers [DUPOUEY *et al.*, 1999, p. 220].

2.2.3.4 Les hêtraies-sapinières de la haute vallée

Hêtre et sapin ont une écologie assez différente mais, comme la plupart du temps on les trouve associés, on pense qu'ils ont des exigences semblables. En fait, comme ces forêts ont été modifiées, l'étude des exigences du sapin et du hêtre débouche surtout sur les préférences ou exigences de l'homme [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-85].

Il existe plusieurs types de hêtraies : hêtraies sur sols carbonatés et hêtraies sur sols non carbonatés (quartzites, schistes, grès, ...) car le hêtre couvre uniformément tous les terrains. Le maximum de richesse floristique se trouve dans les hêtraies sur calcaire compact couvrant les versants escarpés²⁷⁵. Les hêtraies sur silice sont beaucoup plus monotones physionomiquement et floristiquement pauvres.

Sur sol calcaire, les peuplements se diversifient selon les conditions de drainage commandées par la pente. Le sol est souvent profond et de beaux types de sols bruns forestiers peuvent être observés. La tonalité générale est neutrophile avec des taches acidophiles dans les trouées (clairières) [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-87]. On a évoqué le rôle de la hêtraie sur le maintien d'un pH neutre à faiblement acide. Sans elle, les sols s'acidifient très rapidement²⁷⁶.

S'il tolère au niveau de son enracinement (toujours superficiel) une relative sécheresse due au drainage, il aime avoir ses frondaisons baignées dans la brume (qu'il contribue d'ailleurs à fixer). Dans le sous-bois, l'abondance des grandes espèces (phanérogamiques et muscinales) et la luxuriance végétative des lichens sont des caractères importants, à mettre en relation avec cette hygrométrie. Vis-à-vis des dépôts azotés, ce bain d'humidité est théoriquement mauvais (brouillards acides) mais il est difficile, en l'absence de mesures précises sous couvert forestier de se prononcer sur l'accroissement ou la diminution de l'aléa dans la forêt et en dehors (on reviendra plus tard sur ces questions).

L'interception des précipitations est un phénomène commun à toutes les forêts mais elle est particulièrement efficace dans les forêts de hêtres. L'importance de son isolement thermique et lumineux réside dans la forme et la disposition du feuillage [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-86]. Lors d'un épisode pluvieux en forêt, seule une part limitée de la pluie

²⁷⁵ Quand d'imposantes falaises viennent imposer à la hêtraie une limite topographique plus basse que la normale, on observe toujours une exceptionnelle richesse floristique à la base de ces falaises. L'humidité y est très grande du fait de la stagnation des brouillards, surtout quand l'exposition est nord [DENDALETCHÉ, 1973a, p. 88].

²⁷⁶ Cela est confirmé par l'observation de l'évolution de la végétation après une coupe forestière. Comme il est rare qu'intervienne une coupe rase, quelques vieux arbres et quelques jeunes subsistent. Toutefois, les vides créés entraînent un flux lumineux plus important, une aspersion plus brutale, des contrastes thermo-hygrométriques. Le lessivage est beaucoup plus intense et l'acidification rapide. S'installent alors très rapidement des plantes héli-acidiphiles telles que *Deschampsia flexuosa*. Les plages acidifiées à canche viennent rapidement mais ont une existence courte (2-4 années). Leur succède la myrtille qui forme, pendant 10 ans, de hauts buissons très productifs. Parallèlement, les acidiphiles de sol forestier se structurent. Au bout de 20 ans, elles se transforment en « forêt » de houx. A leur ombre germe le hêtre. Il semblerait alors que le pH perde de son agressivité et que, tout en évoluant vers une hêtraie de type acidophile, le pH approche de la neutralité [DENDALETCHÉ, 1973a, p. 93]. D'autres observations mettent en évidence cette action de la hêtraie sur le pH du sol.

Les géophytes exigent un sol profond, aéré, généralement neutre. Ces conditions sont surtout réalisées sur substrat calcimorphe ; en forêt, les espèces acidiphiles sont, quant à elles, toujours héliophile et se localisent aux trouées internes ou en lisières. La reconnaissance du pourcentage d'acidiphiles par rapport aux neutrophiles pourrait permettre de définir l'évolution de la forêt, de même que le pourcentage de géophytes pourrait permettre de définir le caractère accueillant du sol [DENDALETCHÉ, 1973a, p. 89]. Dommage que ce type d'observations n'aient pas été menées dans nos terrains d'étude.

atteint directement le sol. L'autre est retenue par le feuillage et les branches. Une partie de l'eau ainsi retenue dans la canopée finit par atteindre le sol par égouttage des feuilles et des branches ou par l'écoulement le long des branches et des troncs ; le reste, qui correspond à l'interception nette, est évaporé directement sans atteindre jamais le sol. L'efficacité²⁷⁷ de l'interception est liée (a) aux caractéristiques propres du couvert végétal (forêt de feuillus en été ou en hiver, taillis sous futaie ou futaie régulière, boisement dense de résineux ou maquis arbustif par exemples) ; (b) aux types de précipitations (intensité/durée/fréquence des précipitations, répartition saisonnière). Des pluies fréquentes mais de faible intensité et de faible durée seraient ainsi proportionnellement plus soumises à l'interception que des pluies intenses mais moins fréquentes et de faible durée²⁷⁸. Pour la neige fraîche, l'interception par les résineux peut représenter cinq à dix fois la capacité de stockage de la pluie du même couvert [DUBOIS, 1999, p. 52-53].

Ces phénomènes de rétention de l'eau pluviale éliminent les inconvénients d'une trop grande aspersion du sol. Ils assurent un maximum d'efficacité à l'imbibition hydrique des divers niveaux de l'arbre et du sol [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-86]. Un écoulement au long des diverses branches s'organise. Cette imbibition de l'écorce commande l'installation des épiphytes [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-87].

L'isolement thermique et lumineux de la hêtraie, évoquée à l'instant, conditionne la végétation du sous-bois. La frondaison des arbres entraîne une diminution de l'éclairement du sous-bois et une réduction des écarts thermiques et hydriques. Le sous-bois devient un piège à humidité. Ces éléments expliquent l'homogénéité relative de cette communauté. Beaucoup de plantes de la hêtraie (phase d'ombre) sont effectivement fragiles vis-à-vis des variations brutales des microclimats. Ce sont des plantes en majorité sténohygres (faible intervalle de tolérance pour l'humidité), sténothermes (faible intervalle de tolérance pour la température) et sciaphiles (développement à l'ombre)²⁷⁹ [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-86].

²⁷⁷ Les mesures pour évaluer l'interception du feuillage reposent généralement sur la comparaison entre les résultats de pluviomètres situés dans une clairière ou au sommet d'une tour dominant la forêt, et de pluviomètres dispersés sous forêt, parfois complétées par des mesures de l'écoulement le long des troncs (c'est ce qui est fait dans le réseau RENECOFOR [ULRICH *et al.*, 1998, p. 4]) ; elles donnent des résultats extrêmement dispersés, parfois franchement contradictoires [DUBOIS, 1999, p. 52-53] (cf. remarque Ulrich). Outre les incertitudes liées aux méthodes de mesure, deux types de raisons expliquent les différences : les caractéristiques de la frondaison et celles des précipitations.

²⁷⁸ Sans compter les biais météorologique liés à un certains nombre de non ouverture des clapets dans les dispositifs de mesure des précipitations (*wet-only*) en cas d'averse très légère [ULRICH *et al.*, 1998, p. 43].

²⁷⁹ Une rupture intervient au niveau de la phase feuillée / phase defeuillée. Au peuplement vernal (au printemps, avant la pousse des feuilles) à base de géophytes semi-héliophiles succède un type de peuplement sciaphile beaucoup plus diversifié. Il est intéressant de noter que les plantes de printemps conservent intacte leur sexualité (production de graine) tandis que chez les secondes, la multiplication végétative acquiert le rôle prépondérant, ce processus étant beaucoup plus efficace en milieu fermé. Pendant la phase feuillée, le sous-bois présente donc un état de stabilité hydrique (évaporation diminuée par la faiblesse des mouvements de l'air, fourniture échelonnée de l'eau pluviale), photique (effet de cache des frondaisons), thermique (régulation par les frondaisons). Ces éléments expliquent l'homogénéité relative de cette communauté [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-86].

On y observe (entre autre) une grande richesse en bryophytes et l'abondance des grands lichens foliacés ou en lanières : *Sticta*, *Lobaria*, *Nephromium*, *Parmelia*, *Usnea* ... [DENDALETCHÉ, 1973a, p. I-56]. Ces espèces sont d'ailleurs les plus sensibles à la pollution de l'air (d'où leur utilisation intensive comme bio-indicateurs). En 1866, le botaniste Finlandais NYLANDER présentait déjà à la Société botanique de France les lichens comme une « *sorte d'hygiomètre très sensible [...] pour la mesure de la salubrité de l'air* » [VAN HALUWYN et LEROND, 1993, p. 153-154].

Autrement dit, la vallée d'Aspe offre une grande diversité biologique (malheureusement encore méconnue pour partie) du fait de sa localisation à l'échelle régionale et de ses caractéristiques propres : (a) à l'échelle régionale, la vallée d'Aspe se situe dans la zone d'interpénétration des influences biologiques atlantique et montagnarde pyrénéenne (extension maximale des communautés alpines pyrénéennes typiques qui ne dépassent pas le méridien de la vallée d'Aspe vers l'ouest [DENDALETCHÉ, 1973a, p. I-53]) ; (b) à l'échelle de la vallée, les successions de cluses et de larges bassins ménagent des contrastes très rapides dans la couverture végétale qui s'organise alors selon une mosaïque de faciès, support de la grande diversité et richesse des communautés végétales (et animales) (multiplicité des conditions de relief et d'exposition). Cet environnement est également favorable à l'expression de l'influence méditerranéenne qui se manifeste grâce à l'orientation Nord-Sud de la vallée qui offre des voies de pénétration à la flore et aux associations végétales du versant espagnol.

2.2.4 *Faune*

La vallée d'Aspe abrite une faune de prestige. Les dangers pour la faune et l'avifaune sont liés beaucoup plus directement aux autres nuisances induites par l'accroissement des aménagements routiers et du trafic : bruit, amenuisement des territoires du fait des difficultés de passage entre les deux versants, augmentation de la présence touristique etc. qu'aux futurs changements de végétation (phénomènes beaucoup plus lent). On n'évoque pas les nuisances ayant d'autres origines (chasse, aménagements forestiers et/ou pastoraux, etc.).

Les sites rocheux calcaires, longuement évoqués pour leur richesse floristique accueillent également une avifaune rupestre remarquable et diversifiée. La plupart des espèces sont rares à très rares au niveau régional, voire national : martinet alpin (très rare), gypaète barbu (très rare), vautour percnoptère (rare), faucon pèlerin (rare), hibou grand-duc (rare), aigle royal (rare), aigle botté (rare), tichodrome échelette (assez rare), vautour

fauve (assez rare), faucon crécerelle, grand corbeau, crave à bec rouge [DDE, 1999b, p. 11 ; ETCHELECOU, 2002, comm. verb.].

La haute vallée d'Aspe abrite, on l'a dit, une faune prestigieuse : Grand tétras, Isard et Ours. Rappelons que la population d'ours pyrénéenne d'origine se localise uniquement dans les hautes vallées du Béarn (Aspe et Ossau), avec 7 à 8 ours bruns, dernière population française [PARC NATIONAL DES PYRENEES, 2000, p. 40]. Enfin, nous reviendrons sur le Desman dans le paragraphe suivant, consacré au gave d'Aspe.

2.2.5 Le gave d'Aspe

Le gave d'Aspe (56,5 km) trouve naissance en territoire espagnol à 1960 mètres d'altitude. Son régime est pluvio-nival. Les quelques aménagements hydrauliques qui s'y trouvent n'ont pas entraîné de bouleversements majeurs. Les débits naturels moyens mesurés à Escot sont de 25,3 m³/s. Cette valeur est représentative de l'ensemble du bassin versant du gave d'Aspe. A l'étiage, les débits sont assez forts (débit moyen mensuel d'étiage de 8,5 m³/s).

Les caractéristiques physico-chimiques. – Les eaux du gave d'Aspe et de ses affluents sont d'une qualité exceptionnelle à l'échelle du département, exemptes de toute pollution. Les facteurs naturels comme la nature du substrat, le régime des eaux (saisons), la distance aux sources, l'altitude..., façonnent la physico-chimie de ces eaux dont les teneurs sont faibles (magnésium, nitrate, phosphore total,...) à moyenne (dureté calcique, alcalinité, conductivité, pH,...). La saturation en oxygène est partout très satisfaisante [DDE, 1999b, p. 17].

Les caractéristiques hydrobiologiques. – Suivant les bases d'interprétation de la méthode des I.B.G. (Indices Biologiques Globaux), la qualité biologique du gave d'Aspe est considérée comme très bonne. Le peuplement des invertébrés aquatiques est typique des réseaux hydrographiques de montagne : espèces rhéophiles (de courants), polluosensibles, sténothermes d'eau froide, exigeantes en oxygène dissous et substrat ouvert. Les densités, biomasses et indices biotiques présentent de bonnes valeurs. Ces valeurs diminuent en milieu lentique (calme) de manière naturelle (habitat moins diversifié). Les structures de populations et de peuplement sont conformes à celles des cours d'eau de montagne. Les groupes dominants sont les Epheméroptères, les Plécoptères, les Coléoptères, les Trichoptères et les Diptères. Ces groupes sont, très souvent, bien diversifiés.

Les cycles de vie des espèces se déroulent sans perturbation avec un accroissement naturel des densités, biomasses et indices biotiques au printemps et en été [DDE, 1999b, p. 17].

La qualité des eaux du gave est confirmée par la présence d'une population importante de truites (connue pour être très sensibles à la qualité des eaux), et plus encore par la présence de l'Euprocte de Pyrénées et du Desman.

Le Desman (*Galemys pyrenaicus*). – Ce petit mammifère rare est inféodé au gave et à une très bonne qualité des eaux. Il n'existe que deux espèces de desman au monde : une dans l'Oural, l'autre dans les Pyrénées. Découvert en 1810 par un professeur d'histoire naturelle de Tarbes, le desman est parfois appelé rat-trompette à cause de son appendice nasal prononcé et qui lui sert à se nourrir (c'est un insectivore). Très discret (quelques dizaines d'observations en 30 ans par les gardes du Parc, il vit au bord des cours d'eau au fond desquels il va à la recherche de larves d'insectes et de vers. La population a été réduite par les habitants des vallées et les collectionneurs. « *Actuellement, quoique présent dans la majorité des cours d'eau, son aire de répartition se fragmente et son biotope est menacé lors de l'aménagement des berges, ou encore lors de l'implantations de microcentrales ou de barrages. [C'est une] espèce indicatrice de la qualité des milieux aquatiques, le maintien d'une eau de qualité ne pourra que lui être bénéfique* » [PARC NATIONAL DES PYRENEES, 2000, p. 41].

L'euprocte des Pyrénées. – Ce petit amphibien est intégralement protégé en France depuis 1981. Comme le Desman, il est également endémique à la chaîne et très sensible aux pollutions. Il vit préférentiellement sur les affluents du gave d'Aspe, au dessus de 1000 m d'altitude. Comme une part importante du patrimoine naturel de la vallée, il a été peu étudié. Aucune étude globale de répartition dans la bassin versant aspois n'a été réalisé [DUSSAU, 1999, p. 50].

D'autres espèces sont inféodées au gave d'Aspe et ont fait l'objet d'un rapport spécifique commandité par la DDE de Bordeaux : « *Le Desman des Pyrénées, le Cincle plongeur et la Bergeronnette des ruisseaux sur le gave d'Aspe (Pyrénées-atlantiques) en relation avec l'aménagement de la RN134 : synthèse des études et perspectives de recherches appliquées* »²⁸⁰.

Ainsi, les eaux du gave d'Aspe sont de très bonne qualité, ce qui est de plus en plus rare à l'échelle française (uniformisation autour d'eau de qualité moyenne). L'éventuelle acidification des eaux par les dépôts atmosphériques serait donc très dommageable et entraînerait une importante réduction de la diversité biologique étant donné le nombre d'espèces sensibles (truites, desmans pour les plus « visibles »).

²⁸⁰ Etude non consultée, réalisée par Alain BERTRAND en 1997.

3 *Quels risques pour Biriadou et la vallée d'Aspe ?*

3.1 Contexte français et européen : dépassements généralisés des charges critiques

Les principaux effets des dépôts azotés sur les écosystèmes ont été décrits. Il s'agit maintenant de déterminer les risques encourus sur les sites sélectionnés pour cette étude : les vallées d'Aspe et de Biriadou.

Nous commencerons par mettre en relation les valeurs de dépôts estimées dans le cadre de cette thèse avec d'autres valeurs existantes pour la France et l'Europe. Cette opération a plusieurs intérêts : (a) conforter la méthodologie de mesure mise en œuvre en obtenant des résultats comparables à ceux obtenus ailleurs, avec d'autres méthodes, dans une autre optique ; (b) placer les vallées d'Aspe et de Biriadou dans une hiérarchie de situations plus étendues et voir si l'aléa – à l'échelle européenne – est faible, moyen ou élevé.

3.1.1 *Le contexte français et européen des dépôts atmosphériques azotés*

3.1.1.1 Les dépôts azotés

Rappelons que les estimations que nous proposons correspondent aux dépôts secs et humides de composés azotés oxydés uniquement (ceux qui sont issus de la combustion d'énergie fossile, en l'occurrence émis par le trafic automobile), sur 4 mois de l'année (printemps/été). De fait, l'azote ammoniacal, presque entièrement émis par l'agriculture (culture, élevage intensif) [VAN DER EERDEN, 1998, p. 202] n'est pas compris dans le total. Or, dans tous les réseaux de surveillance : RENECOFOR²⁸¹ pour la France, le réseau

²⁸¹ Le Réseau National de suivi à long terme des Ecosystèmes Forestiers (RENECOFOR) a été créé par l'Office National des Forêt (ONF) en 1992 afin de compléter le système de surveillance sanitaire des forêts françaises pour 30 ans au minimum (1992-2022) [ONF, 1996, p. 3]. Il s'intègre au réseau européen, complet en France depuis 1989 et qui repose sur une surveillance du degré de défoliation ou de coloration anormales des placettes permanentes. Ce réseau est établi sur une maille de 16 x 16 km, couvrant toute l'Europe. Chaque point de cette maille tombant sur une forêt, fait partie de ce réseau. La France, avec 102 placettes participe pour une grande part à ce réseau [ONF, 1996, p. 7]. Le réseau RENECOFOR correspond au niveau d'observation le plus intensif car il répond non seulement au cahier des charges obligatoire européen (état sanitaire des peuplements, diagnostic foliaire, description pédologique, analyse de la fertilité des sol) mais réalise plusieurs tâches supplémentaires comme le suivi de l'évolution floristique, l'étude

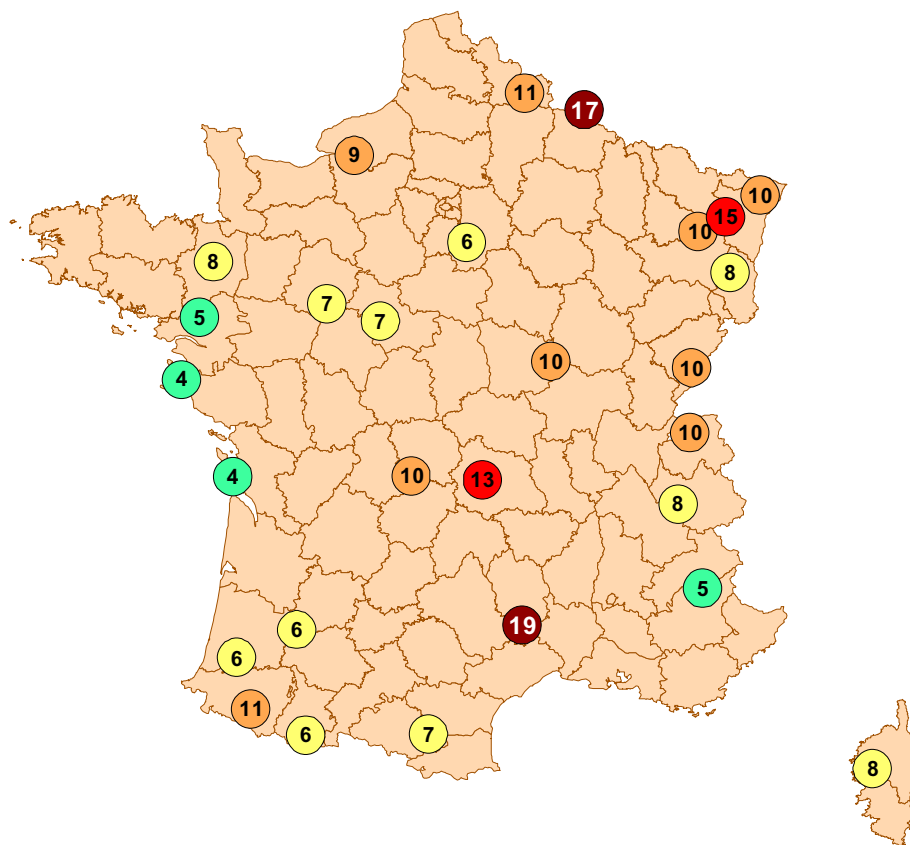
Européen de surveillance²⁸², les dépôts azotés correspondent à $\text{NO}_3 + \text{NH}_4$ (nitrates + ammonium) [ULRICH, 1998, p. 47 ; CEE-NU, 2002b, p. 3]. D'autre part, la grande majorité des placettes de surveillance se situent dans du rural profond alors que les nôtres sont souvent en bordure de route (certains points sont cependant éloignés et permettent la comparaison). La comparaison porte donc sur les valeurs de dépôts de ces points, éloignés de la route, afin d'approcher au mieux les conditions des placettes de suivi RENECOFOR (placettes représentatives des régions dans lesquelles elles se situent [ONF, 1996, p. 3]) pour la France.

Les résultats obtenus dans les 27 placettes du sous-réseau CATAENAT (Charge Acide Totale d'origine Atmosphérique dans les Ecosystèmes Naturels Terrestres) de RENECOFOR pour les mesures des principaux éléments (azote, soufre, chlorures, calcium, magnésium, potassium, sodium, protons, fer, aluminium et manganèse) apportés annuellement par les dépôts secs (aérosols), humides (pluie, neige) et occultes (brouillard, givre...) [ONF, 1996, p. 23] sont donnés dans la Carte 29.

Si ces apports représentés sur la Carte 29 (entre 4 et 15 kg/ha/an, hormis la placette un peu particulière du Mont-Aigoual HET30 avec 19 kg/ha/an) étaient maintenus durant 100 ans (âge moyen d'exploitabilité d'un peuplement), ces forêts recevraient donc entre 400 et 1 500 kilogrammes/hectare. Selon la richesse en azote d'un écosystème les apports extérieurs d'azote au cycle nutritif interne peuvent donc être considérables en proportion : lorsqu'il apporte (rarement) des engrais azotés, le forestier ne dépasse pas 200 kg/ha, pour 100 ans ou plus [ONF, 1999a, p. 3]. De fait, les apports en azote minéral total (NO_3 et NH_4) peuvent être considérés comme importants dès lors qu'ils dépassent 5 kg/ha/an [ULRICH *et al.*, 1998, p. 47].

dendrochronologique, les mesures météorologiques, l'estimation annuelle de la chute de litière, le suivi de la qualité des solutions de sol dans un sous-ensemble de placettes, un suivi général des estimations de la densité du gibier et une étude approfondie de l'histoire des forêts dans lesquelles les placettes sont installées [ONF, 1996, p. 8]. Enfin, pour 27 placettes constituent le sous-réseau CATAENAT (Charge Acide Totale d'origine Atmosphérique dans les Ecosystèmes Naturels Terrestres). On y mesure en routine les flux des principaux éléments (azote, soufre, chlorures, calcium, magnésium, potassium, sodium, protons, fer, aluminium et manganèse) apportés annuellement par les dépôts secs (aérosols), humides (pluie, neige) et occultes (brouillard, givre...). Dans 17 des 27 placettes, les concentrations des éléments énumérés ci-dessus sont également suivies dans les solutions du sol ainsi que celles de la silice et du carbone organique [ONF, 1996, p. 23].

²⁸² Les différents PIC (Programme internationaux concertés) mis en place dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CEE-ONU).



Carte 29 : Dépôt atmosphérique total d'azote hors couvert forestier (cumul d'azote sous formes nitrique et ammoniacale) en kg/ha/an (Sous-réseau CATAENAT – RENECOFOR, moyenne des années 1993 à 1996) [ULRICH et al., 1998, p. 61].

En France, les résultats RENECOFOR montrent que « *en moyenne, l'ammonium représente entre la moitié et deux tiers de ces apports*²⁸³ » [ONF, 1999a, p. 3]. Ainsi, les valeurs obtenues dans la deuxième partie de cette thèse seront multipliées par deux puis trois afin d'estimer une fourchette de dépôt azoté total plus proche de la définition des réseaux de surveillance : cumul des formes nitrique et ammoniacale.

Pour la vallée d'Aspe, le point le plus éloigné de la route est SAR-W3000. En ce point, le dépôt d'azote oxydé (sec + humide) est estimé à 3,8 kg/ha/an. En appliquant la proportion moyenne observée en moyenne dans le réseau (la moitié à deux tiers), on obtient la fourchette suivante : 7,6 à 11,4 kg/ha/an. Notons que la proportion pour la placette d'Ance (massif d'Iraty) (HET64) est de 2/3 et que la proportion pour la placette du Parc National

²⁸³ Les valeurs figurants sur la carte correspondent aux dépôts totaux hors couvert [ULRICH *et al.*, 1998, p. 61] c'est-à-dire que les dépôts secs et occultes (givre, brouillard, gelée blanche) sont compris dans la mesure, effectuée avec des jauges d'Owen (entonnoirs de 20 cm de diamètre) [ULRICH *et al.*, 1998, p. 4].

de Pyrénées (PNP65), temporairement rattaché au réseau, est de la moitié. La situation de la vallée d'Aspe se situe bien entre ces deux valeurs qui correspondent aux moyennes observées dans l'ensemble du réseau [ULRICH *et al.*, 1998, p. 61]. On voit en effet sur la Carte 29 que le dépôt mesuré dans le Parc National (PNP65) est de 6 kg/ha/an et de 11 kg/ha/an à Ance (HET64). De fait, la concordance entre nos mesures et celles du réseau RENECOFOR apparaît très bonne pour la vallée d'Aspe dont les points éloignés présentent des conditions assez comparables à celles des placettes du réseau.

Pour Biriadou, il n'existe pas de mesures RENECOFOR suffisamment proche pour permettre la comparaison. Le point de contrôle, situé à 3 km environ de la route, montre un dépôt d'azote oxydé (sec + humide) de 14,2 kg/ha/an. En appliquant la proportion moyenne observée en moyenne dans le réseau (la moitié à deux tiers), on obtient la fourchette suivante : 28,4 à 42,6 kg/ha/an. Largement plus élevés que les dépôts mesurés par RENECOFOR, cette fourchette apparaît toutefois en cohérence avec la proximité d'un axe de transport très important. Rappelons que ce sont 20 000 véhicules (VL + PL) qui traversent le secteur chaque jour. Ajoutons que ces valeurs s'intègrent parfaitement aux résultats obtenus à l'échelle européenne par le « Programme de surveillance intensive » : entre 1995 et 1999 (nos mesures datent de 1998), les apports d'azote se situaient entre 3,5 et 39 kg/ha/an avec une moyenne de 19 kg/ha/an [CEE-NU, 2002b, p. 12]. L'ordre de grandeur correspond.

En définitive, l'étude comparée des valeurs obtenus sur nos deux sites d'études et les résultats obtenus à l'échelle française et européenne montre que le niveau de fond à 3 km environ de l'autoroute A63, dans le secteur de Biriadou, approche ou dépasse (selon que l'on choisit la fourchette haute ou basse) les valeurs européennes les plus importantes²⁸⁴, bien au-delà du maximum observé en France (19 kg/ha/an au Mont-Aigoual HET30). En vallée d'Aspe, il y a une très bonne concordance entre nos valeurs et celle du réseau RENECOFOR. Il ressort que les valeurs mesurées dans les Pyrénées sont relativement élevées étant donné la situation sur la façade ouest (au sens large) et l'éloignement des points de mesures. Cela avait été relevé par ULRICH *et al.* [1998] lors de l'analyse des résultats obtenus dans le Parc National des Pyrénées – présenté comme l'un des plus éloigné de toute activité. En effet, des mesures supplémentaires au maillage « normal » du réseau ont été réalisées dans le Parc National des Pyrénées à son initiative, durant deux

²⁸⁴ Nous n'avons pu trouver les caractéristiques précises de l'environnement des points de mesures retenus par le « Programme de surveillance intensive ». Il est toutefois probable qu'un minimum de recul ait été imposé par rapport aux grandes sources polluantes (agglomérations, industrie, trafic).

	H+		
	Dépôts humides <i>stricto sensu</i> hors couvert	Dépôts totaux hors couvert	Dépôts sous le couvert forestier
CHP40		181	25
CHP59	163	108	76
CHS35	36	32	15
CHS41		47	23
CPS77	77	81	23
DOU71	144	82	171
EPC08		196	458
EPC63	109	59	57
EPC74		147	154
EPC87		135	52
HET30		415	380
HET54a		120	60
HET64		188	58
PL20	181	80	123
PM17		104	66
PM40c	119	109	51
PM72		57	37
PM85		17	37
PNP65		53	
PS44		82	75
PS67a		135	194
PS76		147	794
SP05		23	5
SP11		118	67
SP25	157	149	133
SP38		176	97
SP57		232	192
SP68		148	118
Moyenne		122	131
Médiane		114	67

Tableau 45 : Moyennes (1993-1996) des dépôts de protons dans les placettes du sous-réseau CATAENAT de RENECOFOR [ULRICH et al., 1998, p. 61]

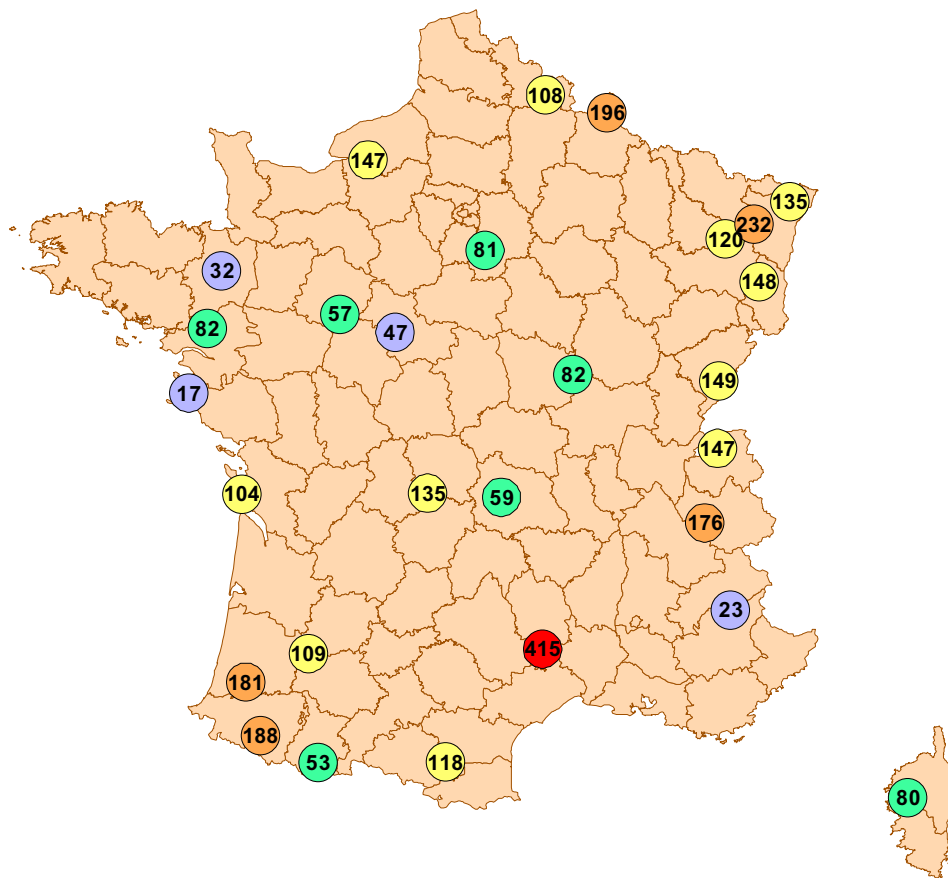
3.1.1.2 Les dépôts acides

Pour les valeurs d'acidité, on observe des niveaux globalement plus élevés selon nos estimations que selon le réseau RENECOFOR qui mesure directement les concentrations en ions H^+ (en protons). Notons que pour le même site, les concentrations sont plus importantes (en moyenne d'un facteur 1,5) dans les dépôts humides *stricto sensu* hors couvert que dans les dépôts totaux (précipitations, aérosols et brouillards) ; cf. Tableau 45. Il semble donc que ces valeurs doivent être prises avec précaution car comment expliquer que le cumul des divers types de dépôts (pluies, poussières, brouillards) ne donne pas une concentration plus élevée que dans les dépôts humides *stricto sensu* ?

²⁸⁵ La composition de l'eau peut être profondément modifiée lors de son passage à travers le couvert forestier [ULRICH et al., 1998, p. 65].

ans (1994 et 1995) afin de savoir dans quelle gamme ceux-ci se situent par rapport aux autres sites. Les résultats sont largement en dessous de la moyenne du réseau pour l'ensemble des mesures. ULRICH *et al.* [1998, p. 65] remarquent toutefois que « pour un site aussi éloigné des grandes agglomérations, les dépôts azotés sont néanmoins relativement élevés, entre 4 et 6 kg/ha/an, comparables à ceux de l'Ile d'Oléron (PM17), de Notre-Dame-de-Mont (PM85) et de la forêt du Grave (PS44), où l'influence des émissions agricoles et automobiles est plus évidente. En conclusion, on peut considérer le site de Cauterets, à l'exception des dépôts azotés, comme un site propre, au moins à travers les mesures de dépôts atmosphériques en plein champ²⁸⁵ » [ULRICH et al., 1998, p. 65]. Ainsi, on peut envisager que la pollution azotée de fond n'est pas négligeable, même en haute montagne pyrénéenne.

Des réactions chimiques ou physico-chimiques (adsorption des protons par les particules ?) auraient-elles lieu dans les jauges Owen, entraînant ainsi une sous-estimation des dépôts d'acidité par cette méthode ? Cela expliquerait également pourquoi nos valeurs, estimées sur la bases de dépôts secs (et non humides) sont largement supérieures : 1017,1 eq/ha/an pour le point de contrôle du site de Biriadou (mais pas de sites comparables dans RENECOFOR), 271,4 eq/ha/an pour celui de la vallée d'Aspe alors que dans le réseau RENECOFOR, on mesure 53 eq/ha/an pour la placette PNP65 du Parc National des Pyrénées et 188 eq/ha/an à Ance (HET64), cf. Carte 30 [ULRICH *et al.*, 1998, p. 61].



Carte 30 : Dépôt atmosphérique d'acidité hors couvert forestier (en équivalent de protons H^+ par hectare et par an, eq/ha/an) (Sous-réseau CATAENAT – RENECOFOR, moyenne des années 1993 à 1996) [ULRICH *et al.*, 1998, p. 61].

3.1.1.3 Santé des écosystèmes européens et pollution atmosphérique.

Evolution récente et dépassements de charge critique

En Europe. – Les évaluations réalisées jusqu'à présent ont eu pour principal résultat de montrer clairement qu'au cours des dernières décennies la situation physique et écologique des écosystèmes forestiers d'Europe avait été largement influencée par les dépôts de polluants atmosphériques et par l'évolution du climat caractérisée par des séries de

périodes de chaleur et de sécheresse et, ces dernières années, par de violentes tempêtes. Les récentes évaluations réalisées à partir des abondantes données existantes ont révélé que près du quart des arbres étudiés étaient atteints. Une détérioration continue s'est produite entre 1986 et 1995. Au cours des dernières années, la proportion d'arbres atteints s'est stabilisée à ce niveau élevé. Il convient toutefois de noter que les résultats fluctuent d'une région à l'autre et d'une essence à l'autre [CEE-NU, 2001a, p. 12]. Plus de 20% de tous les sujets étudiés en 2001 ont été classés dans la catégorie « endommagés ». Les évaluations à grande échelle de 1 300 placettes de pins et près de 400 placettes de hêtres ont fait ressortir clairement, pour la première fois en 2002, des corrélations entre les dépôts et la détérioration de l'état du houppier. En outre, les attaques d'insectes et de champignons et des conditions météorologiques défavorables ont eu des retombées sur l'état des forêts. Dans le cadre du Programme de surveillance intensive, on a calculé les dépôts totaux sur plus de 200 placettes [CEE-NU, 2002b, p. 12]. Les charges critiques d'azote et d'acidité ont été dépassées sur 58% des placettes, ce qui dénote une éventuelle modification de la diversité végétale dans les forêts européennes [CEE-NU, 2002b, p. 4].

En France. – Le suivi effectué dans le réseau RENECOFOR depuis 1992 donne une image globalement assez favorable de la nutrition minérale des peuplements forestiers, mais il révèle des teneurs parfois faibles en magnésium (Hêtre, Epicéa et Sapin), en potassium (Pin maritime), en phosphore (Hêtre, Douglas, Pin maritime et pin sylvestre), et des valeurs supérieures aux valeurs optimales pour l'azote (Chêne, Hêtre et Pins). On n'a pas noté de détérioration évidente de la nutrition minérale au cours des six dernières années, mais la période est relativement courte eu égard aux variations interannuelles de la composition foliaire [CROISE *et al.*, 2000 *in* LANDMANN, 2000b, p. 504]. Au cours des vingt dernières années, les hêtraies du Nord-Est ont, par contre, connu une détérioration de la nutrition magnésienne et calcique mais également phosphorique, et une augmentation importante de la teneur foliaire en azote relativement aux autres nutriments, parallèlement à la désaturation des sols sur les mêmes placettes [DUQUESNAY et DUPOUEY, 2000 ; BONNEAU *et al.*, 1997, THIMONIER *et al.*, 2000 *in* LANDMANN, 2000b, p. 504]. Cette étude confirme par ailleurs que l'évolution de la nutrition minérale peut aller de pair, dans certaines limites, avec une augmentation de la productivité. Mais avec la probable augmentation future de la productivité des peuplements suite à l'accroissement de la concentration atmosphérique en dioxyde de carbone, les risques liés à des déséquilibres croissants pourraient augmenter et des dérèglements sérieux ne sont pas à exclure, ceci d'autant plus que, dans certaines régions de l'Europe « moyenne » dominées par des substrats acides, la nutrition minérale et particulièrement magnésienne s'est détériorée au

cours des dernières décennies au point d'entraîner des dégâts parfois significatifs [LANDMANN *et al.*, 1997 in LANDMANN, 2000b, p. 504].

Concernant les dépassements de charges critiques, on ne dispose que des résultats publiés en 1998 dans le cadre du réseau RENECOFOR. Les valeurs seuils des charges critiques retenues pour 1998²⁸⁶ (dernière publication sur ces questions), d'après HETTELINGH *et al.* [1991 in ULRICH *et al.*, 1998, p. 52-53] sont de 2,8 kg/ha/an et de 14 kg/ha/an pour l'azote minéral total (NO₃ + NH₄). De fait, sur ces bases, les dépôts en plein champ dépassent dans 100% des cas la limite basse et dans 10% des cas la limite haute. Sous forêt, la limite basse est également dépassée à 100% et la limite haute dans 18% des cas [ULRICH *et al.*, 1998, p. 53].

Pour les charges critiques d'acidité, les auteurs retiennent (0,2 keq/ha/an²⁸⁷) comme limite basse, dépassée dans 15% des cas hors et sous forêt. La limite haute est de 1 keq/ha/an²⁸⁸ et n'est jamais atteinte. Les dépassements ont essentiellement lieu dans les Landes, dans le Morvan, dans les Ardennes, au Mont Aigoual, dans les Pyrénées-Atlantiques, en Alsace, en Seine-Maritime, dans le Jura, en Isère et dans l'ouest des Vosges [ULRICH *et al.*, 1998, p. 53].

Pour finir, il ne nous semble pas inutile de rappeler à nouveau que les réseaux d'observations, que ce soit en France ou dans l'Union européenne travaillent avec les dépôts azotés totaux, c'est-à-dire les ions nitrates et les ions ammoniums. Souvenons-nous que dans le cadre de cette thèse, seuls les impacts liés au trafic routier nous intéressent.

3.1.2 Un risque, oui... mais à quelle échéance ? [CEE-NU, 2002c]

Les charges critiques reposent sur la notion d'équilibre. Elles correspondent aux dépôts constants qu'un écosystème peut supporter sur la longue période, une fois parvenu à un nouvel équilibre en réaction à ces dépôts. Mais, par rapport aux dépôts actuels ou prévus, de nombreux écosystèmes ne sont pas à l'équilibre, car différents processus (mécanismes tampons biogéochimiques et biologiques) sont à l'œuvre, qui retardent de plusieurs années, de plusieurs décennies, voire même de plusieurs siècles, le processus de rééquilibrage. Par définition, les charges critiques ne fournissent aucune information sur l'ampleur de ces retards.

²⁸⁶ Depuis 1998, date de la rédaction de ce rapport, la détermination des charges critiques s'est précisée.

²⁸⁷ Soit 200 eq/ha/an (1 keq = 1 kilo d'équivalent acide)

²⁸⁸ Soit 1000 eq/ha/an.

Si l'on s'en tient à la notion de charges critiques, c'est-à-dire dans des conditions d'équilibre, deux cas seulement sont possibles lorsqu'on compare ces charges aux dépôts : (a) les dépôts sont inférieurs à la charge ou aux charges critiques, c'est-à-dire qu'il n'y a pas dépassement de la charge critique ; ou (b) les dépôts sont supérieurs à la charge ou aux charges critiques, c'est-à-dire qu'il y a dépassement de la charge critique. Dans le premier cas, il n'y a pas (en apparence) de problèmes; autrement dit, aucune réduction des dépôts n'est jugée nécessaire. Dans le second cas, il existe par définition pour les écosystèmes un risque accru de dommages et donc les dépôts devraient être réduits. Tant qu'il y a dépassement, la charge critique sert en quelque sorte d'avertissement puisqu'elle indique que les dépôts devraient être réduits. Mais, souvent, on part du principe que si les dépôts sont ramenés au niveau des charges critiques (ou en deçà), le risque d' «effets nocifs» disparaît immédiatement et qu'il y a aussi régénération biologique.

La réaction des sols aux variations des dépôts est retardée par un nombre (fini) de mécanismes tampons, dont le plus important est le pouvoir d'échanges cationiques. Ces mécanismes tampons peuvent retarder le moment où un paramètre chimique atteint une valeur critique, et des décennies, voire des siècles, peuvent s'écouler avant que l'on revienne à un état d'équilibre. Or, ces mécanismes tampons ne sont pas pris en compte pour définir les charges critiques, car ils influent non pas sur l'état d'équilibre mais uniquement sur les délais nécessaires pour atteindre celui-ci [CEE-NU, 2002c, p. 3]. L'évolution possible d'une variable chimique et biologique (des sols) en réaction à une évolution « caractéristique » des dépôts dans le temps est présentée dans la Figure 48.

Phase 1 :	Phase 2* :	Phase 3 :	Phase 4* :	Phase 5 :
Les dépôts étaient et demeurent inférieurs à la charge critique et les critères fixés pour les variables chimique et biologique sont respectés. Il s'agit là de la situation «idéale» tant que les dépôts restent en deçà de la charge critique	Les dépôts sont supérieurs à la charge critique mais les variables chimique et biologique sont toujours en deçà de la valeur critique. Il n'y a pas encore de risques d'«effets nocifs» ; un certain temps va s'écouler avant que les critères cessent d'être respectés. En dépit du dépassement de la charge critique, aucun dommage n'est donc visible à ce stade. C'est le « délai de détérioration » (DD=t3-t1)	Les dépôts sont supérieurs à la charge critique et ni le critère chimique ni le critère biologique ne sont respectés. Des mesures doivent être prises pour éviter une « nouvelle » détérioration de l'écosystème	Les dépôts sont inférieurs à la charge critique mais les critères chimique et biologique ne sont toujours pas respectés et il n'y a donc pas eu encore régénération de l'écosystème. C'est le « délai de régénération » (DR=t6-t4)	Cette phase est comparable à la phase 1. Les dépôts sont inférieurs à la charge critique et les deux critères sont de nouveau respectés. Ce n'est qu'à ce stade que l'on peut parler de régénération totale de l'écosystème

* Les phases 2 et 4 se prêtent, l'une et l'autre, à deux nouvelles subdivisions. Il est possible en effet de distinguer dans chacune d'elles: i) les délais de détérioration et de régénération chimiques (DDc=t2-t1 et DRc=t5-t4; en gris foncé dans la figure); et ii) les délais (supplémentaires) de détérioration et de régénération biologiques (DDb=t3-t2 et DRb=t6-t5; en gris clair dans la figure). Pour l'instant, faute de modèles opérationnels simulant les réactions biologiques, les délais de détérioration et de régénération concernent essentiellement les variables chimiques et les délais de régénération chimique tiennent lieu de délais de régénération globale [CEE-NU, 2002c, p. 4].

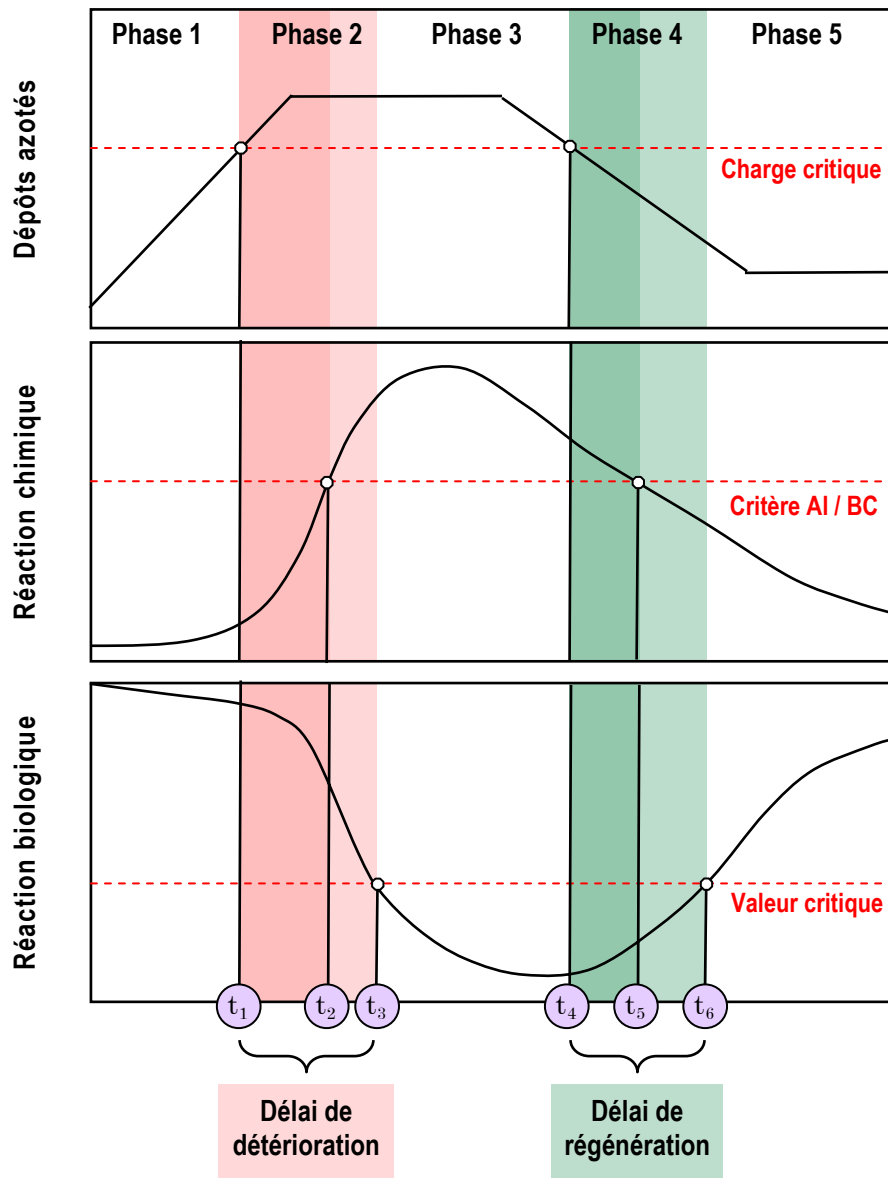


Figure 48 : Mécanismes en jeu dans les délais de détérioration et de régénération des écosystèmes [CEE-NU, 2002c, p. 8]

Eclairages sur les délais. – Pour l'Amérique du Nord, et même en tenant compte de réduction d'émissions de SO₂ et de NO_x, le modèle MAGIC prévoit que la saturation en azote des écosystèmes contribuera à accroître le nombre des lacs acides au cours des 25 à 200 prochaines années (25 à 75 ans pour les sites les plus vulnérables) [DUPONT *et al.*, 2000, p. 9-10].

Les études du CEMAGREF²⁸⁹ sur la réduction de la pollution azotée des rivières estiment que vingt à trente ans peuvent être nécessaires avant que la teneur en nitrates dans la rivière diminue de façon importante car l'azote migre très lentement dans le sol, notamment le transfert des nitrates entre la nappe phréatique et la rivière [CEMAGREF, 2002]. Toutefois, concernant l'acidification des eaux de surface, les travaux réalisés dernièrement ont fait apparaître une régénération significative de la chimie de l'eau de 1989 à 1998 suite aux réductions des émissions de soufre en Europe du Nord et en Amérique du Nord [STODDARS *et al.*, 1999 ; SKJELKVÅLE *et al.*, 2000 *in* CEE-NU, 2002e, p. 1]. Ces résultats sont issus de l'analyse de trois bassins versants avec des échantillons benthiques prélevés dans des eaux courantes de Norvège, six lacs du Royaume-Uni et sept lacs de Suède [CEE-NU, 2002e, p. 1-2].

Dans les sols, on observe actuellement des dégagements de composés soufrés qui correspondent très vraisemblablement en partie à des dépôts déjà anciens. Parallèlement, le lessivage d'azote, est généralement très inférieur aux dépôts, ce qui montre que les sols les retiennent en grande partie [CEE-NU, 2002d, p. 9]. Ces éléments illustrent l'inertie importante qu'introduisent les différents systèmes tampons du sol et la difficulté à estimer des délais temporels que ce soit pour les dégradations ou les régénérations envisagées.

²⁸⁹ Résultats des modélisations et des mesures réalisés par l'équipe de Paul BORDENAVE du CEMAGREF de Rennes dans plusieurs bassins versants de l'Ouest de la France. Ces résultats confortent ceux des recherches réalisées par l'INRA de Rennes et le CNRS sur le bassin versant du Coët-Dan à Naizin dans le Morbihan [CEMAGREF, 2002].

3.2 Analyse des facteurs locaux aggravants ou améliorants

Les deux sous-parties précédentes ont permis de donner une idée des effets des dépôts azotés sur les écosystèmes en l'état actuel des connaissances. Les milieux naturels des secteurs étudiés (Biriadou et vallée d'Aspe) ont été décrits en détails (climat, sols, végétation). Le contexte européen et français dans lesquels s'inscrit notre étude a permis de voir que les résultats obtenus concordent avec les niveaux trouvés ailleurs et retranscrivent les différences profondes des deux sites sélectionnés (rural profond d'un côté, quasiment du périurbain de l'autre). Le contexte général ne pousse pas à l'optimisme ; on a vu que les réseaux d'observations européens de la santé des forêts ont vu les dégâts se stabiliser à un niveau assez élevé. D'une façon générale, Biriadou et la vallée d'Aspe apparaissent comme des sites moyens européens c'est-à-dire concernés comme une grande partie du territoire par ces dépassements malgré une situation *a priori* favorable (sud de l'Europe²⁹⁰).

On a vu que les charges critiques présentées se rapportent à un état d'équilibre et que dans la pratique, plusieurs années ou décennies peuvent s'écouler avant que les effets d'une augmentation de la concentration d'azote et d'acidité soient visibles [CEE-NU, 2002b, p. 3]. C'est donc à travers l'étude des facteurs locaux aggravants ou améliorants vis-à-vis des risques environnementaux liés aux dépôts azotés que nous allons intégrer un certain nombre de nuances dans l'analyse proprement dite des résultats obtenus. Tous les éléments qui seront développés ici ont déjà été abordés à un moment ou un autre de la thèse. La transcription ne peut toutefois dépasser le stade d'indications qualitatives, faute de données précises dans la littérature ou concernant les caractéristiques précises des sites d'études.

Nous commencerons par les paramètres aggravants liés aux climats océanique et montagnard (pluviosité, froid, brouillard, neige), au type de sol, de végétation rencontré, aux pratiques anthropiques (passées et actuelles, parfois positives). Nous en viendrons ensuite aux éléments plus favorables, apportant une certaine protection contre les impacts de la pollution : l'apport de cations nutritif (poussières sahariennes) et les influences marines (sulfates d'origine marine – cf. § 3.2.3 Apports de cations nutritifs, p. 408). La catégorisation n'est pas forcément facile puisque certains paramètres (l'eau, le froid) agissent à différents niveaux.

²⁹⁰ En général, la charge critique d'acidité augmente à mesure que l'on passe des régions boréales à l'Europe du sud, ce qui montre que les écosystèmes forestiers du sud sont moins sensibles aux apports acides. Cela tient premièrement à des apports plus élevés de cations basiques neutralisants en provenance de l'atmosphère et, deuxièmement, à une absorption plus élevée d'azote par la végétation du sud [CEE-NU, 2002b, p. 5].

3.2.1 Facteurs climatiques et conséquences

Précipitations liquides et lessivage des sols. – L'effet d'importantes précipitations est double : l'excès d'humidité est surtout défavorable pour les sols (lessivage), mais parallèlement, l'absence de sécheresse est positive pour la végétation. On a vu à plusieurs reprises que plus les précipitations sont abondantes, plus la quantité d'eau qui migre dans le sol vers les nappes est importante. Ce phénomène peut acidifier le sol en lui faisant perdre certains de ses cations nutritifs et en entraînant des nitrates qui emmènent avec eux des cations nutritifs dans les eaux [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. Le département des Pyrénées-Atlantiques est l'un des plus arrosés de France : 1500 à 1600 mm/an à Biriadou ; entre 1200 et 2000 mm/an (voire 3000 au Pic d'Anie en limite extérieure ouest de la zone d'étude) en vallée d'Aspe, secteur plus vaste et plus contrasté. En conséquence, les sols ont connu une accélération de la pédogenèse : podzols superficiels, sols podzoliques ou lessivés profonds, souvent acides et superficiels à Biriadou ; sols bruns, bruns lessivés, humiques carbonatés et surtout sols bruns acides et rankers en vallée d'Aspe. Globalement, on a des sols plutôt pauvres (sauf en basse vallée d'Aspe) et acides, déjà fortement désaturés, peu aptes à lutter contre l'apport supplémentaire d'acides.

L'altitude et le froid. – Le climat de montagne réduit considérablement les processus microbiologiques de minéralisation des composés organiques de la litière. Ce point est surtout vrai en vallée d'Aspe. Souvent, seule l'ammonification a lieu. Les sols de montagne sont oligotrophes. Il s'ensuit qu'un enrichissement en azote ou une modification de la balance entre nitrate et ammonium, dans ces milieux plus qu'ailleurs, peut modifier la compétition entre espèces et conduire à des modifications de la flore, éventuellement en association avec une baisse du pH puisque les températures basses freinent la biodégradation de la matière organique, ce qui peut être à l'origine de la production d'acides (faibles) auxquels s'ajoutent les propriétés acidifiantes des composés azotés [DAMBRINE *et al.*, 2001, web].

Durée de l'hiver et de la saison de végétation. – Le dépôt d'azote durant l'hiver augmente (moins transformation photochimique, augmentation des combustions), les besoins des plantes sont nuls. Or, dans les systèmes non affectés par les dépôts, la minéralisation de l'azote et son assimilation par les plantes et les micro-organismes sont étroitement liés. Par conséquent, c'est à cette période que les risques de perte d'azote dans l'eau du sol sont les plus importants [NÄSHOLM, 1998, p. 89]. Ce point est d'autant plus défavorable qu'on monte en altitude et que la durée de l'hiver augmente. A Biriadou, la saison de végétation commence fin mars, début avril pour s'achever début novembre (7 mois ½) alors qu'en vallée d'Aspe, elle est étagée en fonction de l'altitude et l'exposition mais dure entre 5 et 6 mois autour de 1000 m. Plus haut, la réduction s'accroît (cf. Figure 49 ; les données ont été recueillies dans les Alpes autrichiennes ; la latitude joue en faveur des Pyrénées).

Manteau neigeux et « flux » acides. – Outre la longue période d'inactivité pour les végétaux, la présence de neige est particulièrement néfaste du point de vue de la pollution acide car la neige (elle-même plus acide que des précipitations liquides) constitue un collecteur très efficace des pollutions (neige elle-même + dépôts secs). A la fonte, le manteau neigeux relargue 50 à 80% des ions retenus au cours des premiers 20% de la fusion nivale. Ainsi, WOOLGROVE et WOODIN [1996, p. 283] notent : « *Thus, snowbed vegetation is subject to a very high pollution dosage*²⁹¹ ». Pour les auteurs de cette étude, certaines communautés, rares, des bryophytes adaptés à un long enneigement sont les plus directement menacées par ce processus. WOOLGROVE et WOODIN [1996, p. 287] considèrent que ces groupements spécifiques sont plus sensibles que les valeurs critiques généralement annoncées pour les écosystèmes montagnards. D'autres facteurs sont aggravants en milieu montagnard ; en particulier l'altitude qui entraîne l'augmentation des précipitations et des épisodes de brouillards (ces derniers concentrent les pollutions). En outre, les eaux fortement acidifiées du manteau neigeux ne sont pas (ou très peu) filtrées par les sols car lors de la fonte, la quantité d'eau est telle qu'une partie de celle-ci ne s'infiltre pas et migre directement vers le cours d'eau. Au-delà de 800-900 m d'altitude, ces processus ont une réelle importance (présence régulière de la neige).

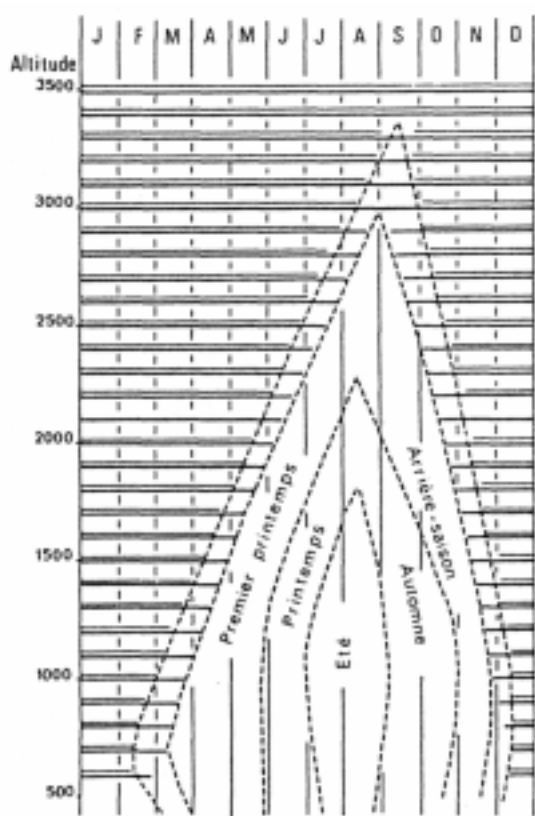


Figure 49 : Les saisons en fonction de l'altitude [OZENDA, 1985, p. 14]

Les traits horizontaux épais représentent la période enneigée en versant nord (ubac) et les traits horizontaux minces la période enneigée en exposition sud (adret), d'après les observations de KERNER dans la vallée moyenne de l'Inn (in SCHRÖTER). Au centre, la comparaison approximative avec les saisons de la plaine (adapté, d'après GAMS). L raccourcissement de la période végétative au-dessous de 500 m est dû à l'inversion de température pendant l'hiver dans le fond des vallées [OZENDA, 1985, p. 14].

²⁹¹ Ainsi, la végétation située sous le manteau neigeux est soumise à de très fortes doses de pollution.

La forte humidité de l'air et les brouillards, une question majeure dans les Pyrénées. – Les brouillards (comme la neige) sont toujours plus acides (pH \approx 3 à 3,5²⁹²) que les pluies : le pH d'une pluie « pure » est légèrement acide (pH à 5,6) en raison de son équilibre avec le CO₂ de l'atmosphère [GARREC, 1993, p. 361]. En montagne, les pluies et les brouillards acides sont plus abondants et les crêtes sont plus exposées aux vents pollués [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. C'est particulièrement vrai au versant Nord des Pyrénées où l'on rappelle les statistiques du Parc National des Pyrénées qui recense 127 à 187 jours par an de mers de nuages ou de brouillards. A l'importance quantitative des chiffres cités (cela équivaut à 1 jour sur 2 ou 3) s'ajoute des éléments qualitatifs aggravants : « *la quantité d'eau lessivée par les arbres (« brouillards mouillants ») est plus importante dans des bases de nuages s'approchant du sol (sans qu'il y ait précipitation) que dans des brouillards locaux qui ne se déplacent souvent qu'à très faible vitesse et dont le contenu en eau est bien plus faible (« brouillard sec »).* Or, en haute montagne, les brouillards des bases de nuages ont une plus grande fréquence d'apparition que les brouillards locaux » [ULRICH *et al.*, 1998, p. 69]. Les brouillards du versant nord des Pyrénées sont en fait des bases de nuages de formation régionale (condensation des masses d'air océaniques). Or, TURUNEN *et al.* [1995 in ULRICH *et al.*, 1998, p. 71] ont démontré expérimentalement que des pH de 3 à 4 peuvent provoquer, après seulement 5 à 7 semaines d'application régulière, une altération des cires cuticulaires et un lessivage de calcium sur des aiguilles de pin et d'épicéas. Les brouillards sont donc un facteur particulièrement défavorable.

Notre méthodologie, essentiellement basée sur l'implantation de capteurs en secteurs découverts, n'est pas apte à informer sur les dépôts ayant lieu dans le milieu forestier. L'interception foliaire, sur laquelle nous nous sommes précédemment attardée, est bien une question centrale pour l'étude des impacts en forêt. Sur ce point, l'expérience acquise dans les sites du réseau RENECOFOR (doublon des mesures sous et hors couvert) est primordiale. Elle a montré que la composition de l'eau²⁹³ peut être profondément modifiée lors de son passage à travers le couvert forestier [ULRICH *et al.*, 1998, p. 65]. Sur ce point, les commentaires et réflexions du responsable du réseau sont les suivantes [ULRICH *et al.*, 1998, p. 44] : par l'intermédiaire des houppiers des arbres, les dépôts mesurés sous forêt sont le plus souvent modifiés profondément comparés à ceux en plein champ. Cela est dû à plusieurs facteurs dont l'importance est variable : (a) l'essence forestière par sa surface réceptrice, liée à la taille et la structure du peuplement, la répartition des feuilles et une

²⁹² Valeur d'acidité des brouillards et des neiges dans l'Est de la France en 1993. A la même époque, le pH moyen des pluies de cette région était de l'ordre de 4,5 [GARREC, 1993, p. 361].

²⁹³ Les dépôts secs sont d'abord arrêtés par le feuillage puis éventuellement remobilisés par de l'eau mais pas forcément (absorption).

biomasse variable d'une essence à l'autre selon la saison (potentiel de filtrage de l'air qui conduit à un dépôt sec supplémentaire), (b) la présence de brouillard, dont les gouttelettes suspendues dans l'air peuvent condenser en forêt, sans qu'il y ait précipitation en plein champ ; (c) l'importance variable de l'écoulement le long du tronc des arbres (surtout chez le hêtre²⁹⁴ et le sapin) ; (d) l'absorption ou la récrétion variable d'éléments par le feuillage des différentes essences (cela concerne surtout le potassium, le magnésium et plus faiblement le calcium et le manganèse²⁹⁵). L'ensemble de ces facteurs conduit en général à une augmentation nette des dépôts sous forêt, sauf pour les composés azotés qui ont tendance, dans les régions où le niveau n'est pas trop élevé, à être diminués à cause de l'absorption du feuillage. Les dépôts de protons ont également tendance à être diminués, suite à une augmentation parfois forte de la concentration des cations basiques dans les pluviollessivats, lié à l'échange à la surface des feuilles.

Ainsi, dans cette courte analyse nous retrouvons un certain nombre d'éléments fondamentaux sur lesquels il est difficile de discuter par manque de données précises. La forêt aspoise est essentiellement (en haute vallée) constitué de hêtres. Or, cette essence est particulièrement efficace en terme d'interception, la grande fréquence des brouillards (« bases de nuages ») et des mers de nuages favorise une très forte humidité (signalée visuellement par la richesse en lichens et bryophytes des sous-bois des hêtraies). Enfin, dans les régions relativement « propres » (cas de la vallée d'Aspe), les composés azotés sont absorbés en quantité non négligeable par les feuilles. Les incidences de cette absorption pour les individus : modification du rapport partie aérienne / partie racinaire et moindre efficacité nutritionnelle au niveau des racines ont été évoquées. Des études de dynamiques de la végétation on également montré que le sol, au pied des arbres, est influencé par la composition chimique des précipitations s'écoulant sur les tronc, concentrées en diverses substances et éléments après leur passage sur le feuillage et l'écorce [THIMONIER, 1994, p. 19]²⁹⁶. Toutefois, il semble difficile de hiérarchiser les différents processus à l'œuvre sans expérimentation. Les observations faites dans le réseau RENECOFOR sont-elles

²⁹⁴ Le flux le long des troncs varie suivant les espèces mais il est plus élevé pour le hêtre dont l'écorce est lisse que pour d'autres espèces de feuillus, comme le chêne par exemple [FALKENGREN-GRERUP, 1989 *in* THIMONIER, 1994, p. 156].

²⁹⁵ Echanges actifs entre l'eau de pluie qui ruisselle à leur surface des feuilles et les cellules de l'épiderme à travers la cuticule et les stomates. Lors de ces échanges, les feuilles absorbent de l'ammonium et des protons et libèrent des cations K, Ca, Mg [BONNEAU *et al.*, 1992, web].

²⁹⁶ WITTIG et NEITE [1985 *in* THIMONIER, 1994, p. 124] observent par exemple, dans des hêtraies sur substrat calcaire, la présence d'espèces acidiphiles (*Deschampsia flexuosa*, *Luzula luzuloides*) autour de la base des troncs soumise à l'influence des écoulements des précipitations. Ils montrent que la distribution spatiale des espèces est très corrélée aux variations de pH mesuré à des distances croissantes du tronc dans le sens de la pente. FALKENGREN-GRERUP [1989 *in* THIMONIER, 1994, p. 124] observe de même une corrélation très significative entre le recouvrement des espèces et le pH ou le taux de saturation du sol mesurés à des distances croissantes du tronc des arbres [THIMONIER, 1994, p. 124].

toujours valables pour les milieux marqués par une humidité aussi forte ? Les questions sont encore très nombreuses et les expérimentations difficiles à mettre en œuvre.

Finalement, nous sommes contraint d'envisager la forêt comme une boîte noire. Nous évaluons les dépôts sur la frondaison mais nous perdons l'information sur le devenir des composés azotés entre la frondaison et le sol (durée du séjour dans les feuilles ou dans l'arbre, retour sous quelle forme, etc.).

Autres effets de l'altitude. – Dans le cadre du programme de Surveillance de l'état des forêts en Europe (CEE-NU), une forte corrélation est apparue entre l'altitude et la défoliation dans la partie montagneuse de la zone pilote 2²⁹⁷ ce qui sous-entend l'existence de perturbations liées au climat et/ou à l'ozone [LIU et PAYER, 1996 ; MAIER-MAERCKER et KOCH, 1996 ; BAUMGARTEN *et al.*, 2000 ; EWALD *et al.*, 2000 *in* CEE-NU, 2001a, p. 10]. Les mesures d'AIRAQ à Iraty confirment les hauts niveaux d'ozone à haute altitude pour les Pyrénées.

Remarque. – La défoliation est un signe visible et facile à appréhender avec peu de moyen. C'est pourquoi cet élément est l'un des principaux du système de surveillance européenne. La contrepartie est que seule les zones (très) polluées sont répertoriées (cas de la zone pilote 2). Bien que les impacts de la pollution mis en évidence dans ces secteurs (zone de forte concentration industrielle ; le « Black Triangle ») ne soient pas directement comparables, les facteurs aggravants observés dans ces secteurs jouent aussi un rôle négatif dans les secteurs moins touchés. Cette remarque est valable pour le paragraphe précédent, dans lequel les symptômes de la défoliation sont mis en relation avec un certain nombre de variables explicatives.

3.2.2 Facteurs biologiques : des espèces plus ou moins sensibles

Le hêtre. – Au-delà des charges critiques, établies pour des grands groupements végétaux, un certain nombre d'observations précise la connaissance de quelques espèces. Le hêtre, très répandu à l'échelle européenne, fait partie de celles que l'on commence à mieux connaître grâce aux travaux européens. Les avancées présentées ici, très récentes, constituent un pas décisif. Ces résultats, présentés en juin 2002, font « ressortir clairement, pour la première fois, des corrélations entre les dépôts et la détérioration de l'état

²⁹⁷ Nord de la République tchèque, le sud-ouest de la Pologne et le sud de la Saxe (Allemagne).

du houppier » [CEE-NU, 2002b, p. 12]. Basés sur les évaluations de 1300 placettes de pins et 400 placettes de hêtres, nous avons retenus les informations suivantes :

Défoliation		R ²	Nombre de placettes	Variables									
				Indice de précipitation	Interaction site x précipitations ^a	Insectes	Champignons	Dépôts ^b			Tendance linéaire	Age	Pays
								S	NH _x	NO _y			
Variation spatiale	Pin	60,9	1313	-	*	++		++	+	-		**	**
	Hêtre	41,1	399	--		+	++	+	-	+		**	**
Variation temporelle	Pin	44,5	1313	-	*	+		++	+	-	*		
	Hêtre	39,3	399	-		+	+	+	-	+	*		

^a Source : Centre mondial de climatologie pluviale (www.dwd.de/research/gpcc) [CEE-NU, 2002b, p. 11].

^b Source : quadrillage 150 km x 150 km de l'EMEP (www.emep.int) [CEE-NU, 2002b, p. 11].

Notes :

-	Corrélation négative	--	Corrélation négative importante	+	Corrélation positive	++	Corrélation positive importante	*	Corrélation	**	Corrélation importante
---	----------------------	----	---------------------------------	---	----------------------	----	---------------------------------	---	-------------	----	------------------------

Tableau 46 : Relations entre la variation dans le temps et la variation dans l'espace de la défoliation du pin sylvestre et du hêtre commun et différentes variables explicatives, selon des analyses de modèles de régression à variables multiples. La valeur R² indique le pourcentage de variance expliqué par le modèle [CEE-NU, 2002b, p. 11].

Variable	Pin sylvestre	Épicéa de Norvège	Chêne pédonculé	Hêtre commun
Type de sol		*		
Âge (années)	+	++	+	++
Précipitations (mm/an)	+	--		
Température (°C)			-	--
Dépôts de N (molc/ha/an)		-	++	+
Dépôts de S (molc/ha/an)		++		
Teneur en N du feuillage (g/kg)	+	-		
Teneur en Ca du feuillage (g/kg)		--	++	
N	59	95	33	35
R ² adj.	21	35	44	48
* Pour le type de sol, l'astérisque signifie que cette variable est liée de façon significative à la défoliation.				
++ Liée de façon très significative et très positive à la variable de réaction.				
+ Liée de façon significative et positive à la variable de réaction.				
-- Liée de façon très significative et très négative à la variable de réaction.				
- Liée de façon significative et négative à la variable de réaction.				

Tableau 47 : Aperçu des variables prédictives expliquant la défoliation des quatre essences les plus représentées sur les placettes de degré II, avec mention du nombre de placettes (N) et du pourcentage pris en compte (R²adj.) [CEE-NU, 2002d, p. 21]

Deux informations importantes ressortent de ces tableaux : (a) le hêtre est surtout sensible aux dépôts azotés oxydés (plus qu'aux formes réduites, contrairement au pin) ; (b) cette

sensibilité s'accroît avec l'âge (corrélation très significative et très positive²⁹⁸). Par contre, le pin et l'épicéa sont plus sensibles à l'aluminium libre présent dans la solution du sol et ayant des effets sur les racines que ne le sont le chêne ou le hêtre [CEE-NU, 2002b, p. 5].

Or, les hêtraies de la haute vallée d'Aspe sont plutôt matures (voire âgées) dans les nombreux secteurs difficiles d'accès et donc peu exploités. La faiblesse des diamètres moyens relevés « *ne signifie pas que l'on est en présence d'une forêt présentant une proportion importante de peuplements jeunes* » [ONF, 1999c, p. 9] ; c'est plutôt le signe de conditions de croissance difficiles. Ces peuplements présentent donc les caractéristiques favorisant les impacts des dépôts oxy-azotés, ceux auxquels ils sont essentiellement soumis puisque le trafic est la principale source de pollution locale. Or, « *dans les peuplements âgés, le rythme de prélèvement des cations basiques du sols est nettement ralenti, et la contribution des dépôts atmosphériques à l'acidification observée pourrait ne pas être négligeable* » [THIMONIER, 1994, p. 78]. Inversement, le hêtre résiste mieux aux conséquences de l'acidification (dégâts de l'aluminium sur les racines). Toutefois, le caractère peu favorable de la litière de hêtre, déjà évoquée mérite d'être rappelée : pour JUSSY [1998, p. 88], elle est comparable à celle des résineux. La litière de hêtre, riche en tanins et polyphénols [HOWARD et HOWARD, 1991 *in* JUSSY, 1998, p. 88] et en substances organiques hydrosolubles [BOQUET *et al.*, 1970 *in* JUSSY, 1998, p. 88], inhibe la nitrification.

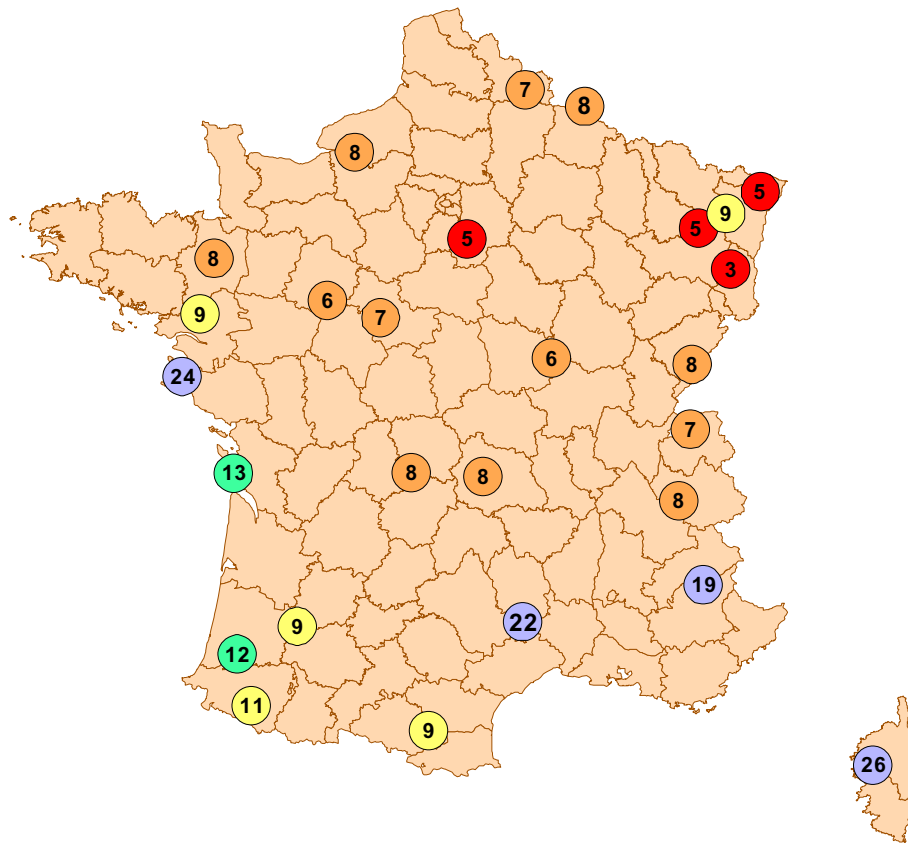
La strate herbacée des sous-bois et des éperons calcaires. – La strate herbacée est la plus menacée ; en tout cas, à court terme. WILMANN [1989 *in* THIMONIER, 1994, p. 21] observe une diminution générale du nombre d'espèces en milieu calcaire entre 1953-54 et 1988. En effet, si dans un premier temps, la diversité peut augmenter, à terme on observe des diminutions sensibles de la diversité du milieu. Cela s'observe aussi bien pour les milieux calcaires (avec une flore spécifique) que pour les milieux oligotrophes d'une manière plus générale (et fréquents en montagne) : « *L'apport d'azote (expérience de fertilisation) a induit le développement d'une végétation plus nitrophile dans des peuplements situés en Suède, où les dépôts atmosphériques sont faibles (2 kg/ha/an). Dans des milieux où l'azote est facteur limitant, l'apport de cet élément a un effet sensible sur la composition floristique* » [THIMONIER, 1994, p. 79]. On renvoi au § 1.2 Dérèglements et perturbations induits par l'accroissement de l'azote disponible (p. 330) pour d'avantage de détails sur lesquels nous ne revenons pas ici.

²⁹⁸ Pour toutes les essences, l'âge des peuplements constitue un facteur important, ce qui corrobore toutes les enquêtes internationales, nationales et même régionales réalisées jusqu'à présent [SEIDLING, 2000 *in* CEE-NU, 2001a, p. 10].

3.2.3 Apports de cations nutritifs

Pour contrer les effets de l'acidification et de l'eutrophisation, les dépôts de cations basiques sont primordiaux. La quantité de ces derniers détermine – en partie – la capacité à neutraliser les acides des sols. Ils permettent également à la plante de subvenir à des besoins nutritionnels accrus par l'apport d'azote fertilisant : ils évitent que des carences se développent. Ces apports permettent donc de compenser, de façon plus ou moins satisfaisante, l'effet des apports d'acides sur les sols.

Poussières sahariennes. – En France, les éléments nutritifs apportés par l'atmosphère atmosphériques ont pour principales origines l'océan atlantique (sulfates) et les poussières en provenance du Sahara (calcium, magnésium et potassium) [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. On remarque que dans le Nord-Est éloigné des flux atlantique et méditerranéen les apports sont très faibles. Cette situation constitue un des facteurs expliquant les dépérissements observés dans les Vosges. Nous avons pensé – *a priori* – que les sites nord pyrénéens faisaient partie des plus arrosés par ces poussières nutritives. Il apparaît que les dépôts ne sont pas très élevés : 11 kg/ha/an (cf. Carte 31). Cela correspond à une situation relativement favorable (à l'échelle de la France), sans toutefois apporter une protection décisive. Les recherches menées en Espagne par RODRIGUEZ *et al.* [2001] confirment que les flux de poussières sahariennes arrosent la partie Est de la chaîne Pyrénéennes [RODRIGUEZ *et al.*, 2001, p. 2440-2443].



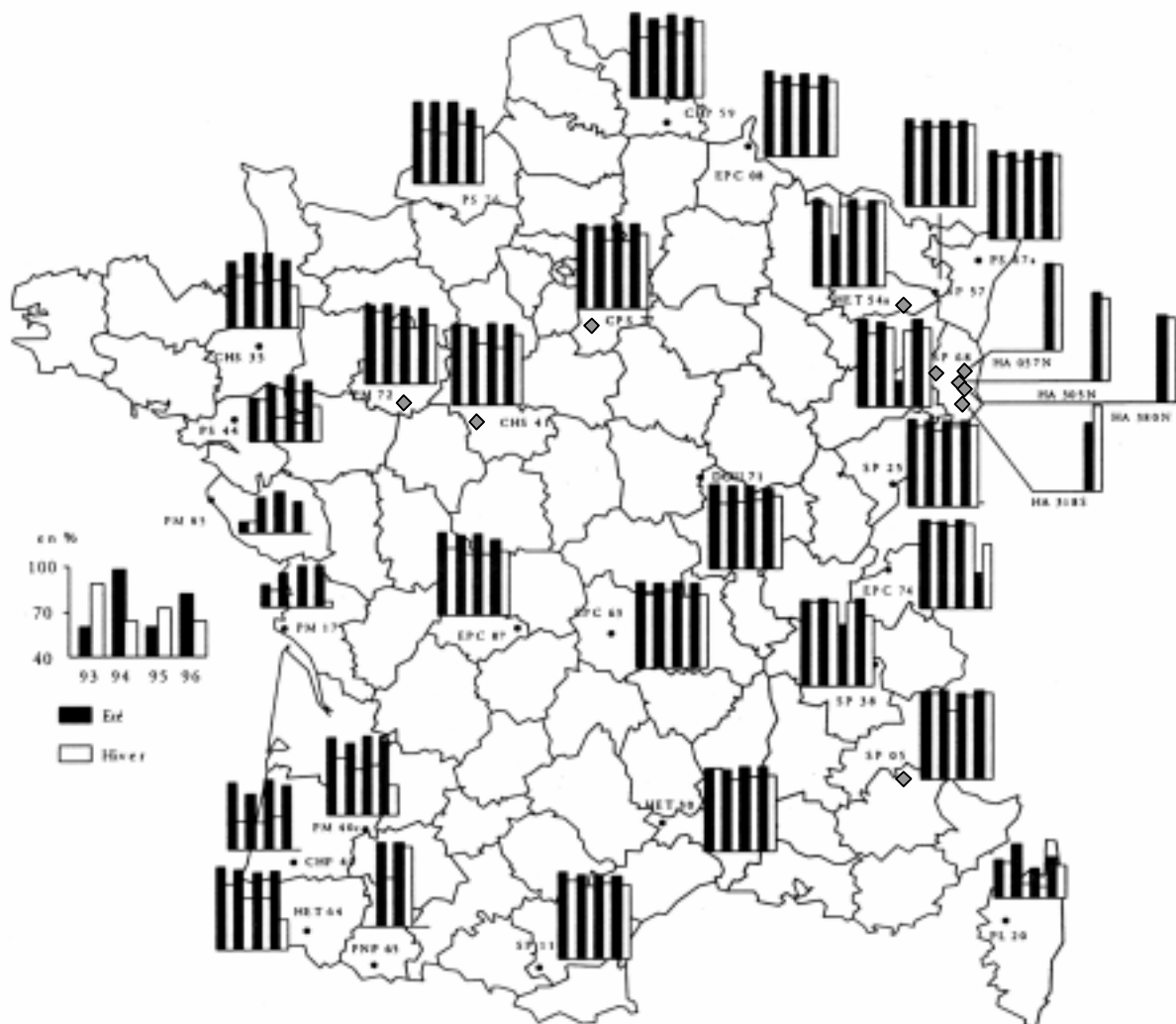
Carte 31 : Dépôt atmosphérique de cations nutritifs hors couvert forestier ($\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K}$ en kg/ha/an) (Sous-réseau CATAENAT – RENECOFOR, moyenne des années 1993 à 1996) [ULRICH et al., 1998, p. 61 ; DAMBRINE et al., 2001, web].

L'influence marine. – Elle est étudiée dans le cadre du réseau RENECOFOR. Elle est évaluée en déterminant la contribution non marine de sulfate dans le cadre du réseau RENECOFOR. Les auteurs appliquent une méthode permettant de séparer les ions sulfates d'origine marine (associés au calcium CaSO_4 , au magnésium MgSO_4 ou au potassium K_2SO_4 et ne jouant aucun rôle sur l'acidité [HIRAI et al., 1990 in ULRICH et al., 1998, p. 62]) des ions d'origine industrielle²⁹⁹, essentiellement présent sous forme d'acide sulfurique (H_2SO_4) qui contribue à l'acidité des dépôts atmosphériques. Les résultats obtenus sont surprenants³⁰⁰ : à l'exception des sites proches des mers, la plupart des apports non marins se situent entre 75 et 98% [ULRICH et al., 1998, p. 64] (souvent au-dessus de 85% ; cf. Carte 32). Ce résultat indique une pollution de fond très importante

²⁹⁹ Et aussi, en faible partie, issu de l'activité volcanique [ULRICH et al., 1998, p. 62].

³⁰⁰ « A l'issue de ce résultat, nous avons contacté Madame Nadine Cenac et Monsieur Marcel Zéphoris (Météo-France, SETIM), qui disposent d'une longue série de données des stations BAPMoN (Background Air Pollution Monitoring Network) français ($n=3$ à 5, Cenac et Zéphoris, 1992). Sur ces stations ils ont réalisé les mêmes calculs et obtenu des résultats très comparables aux nôtres. D'autres résultats dans les pays voisins sont également comparables, par exemple en Irlande (Boyle et al., 1997) en en Grande Bretagne (CLAG, 1994) » [ULRICH et al., 1998, p. 64].

dans l'ensemble du territoire français et cela, même après les réductions, de près de 60% des émissions soufrées depuis les années 1980 [ULRICH *et al.*, 1998, p. 83].



*Carte 32 : Estimation de la contribution non-marine de sulfate (en% du dépôt annuel) dans les dépôts en plein champ (précipitations totales) pour les années 1993 à 1996 dans les sites du sous-réseau CATAENAT. La période hivernale a été distinguée de la période de végétation. Les losanges gris indiquent les sites avec un dépôt annuel total de sulfate ≤ 6 kg/ha/an [ULRICH *et al.*, 1998, p. 63].*

Le secteur de Biriadou est très vraisemblablement bien fourni en sulfates marins, le bilan du secteur devant s'apparenter aux situations observées pour les placettes RENECOFOR très côtières (Ile d'Oléron PM17 et Notre-Dame-de-Mont PM85). Par contre, la vallée d'Aspe malgré le caractère atlantique de son climat semble – si l'on se réfère aux résultats RENECOFOR de la placette d'Ance (HET64), plus à l'Ouest – peu arrosée par ces dépôts nutritifs. En effet, à Ance, en moyenne pour les années 1993 à 1996, les sulfates non marins représentent plus de 90% des dépôts sulfatés totaux pendant la saison de végétation et environ 75% en hiver.

3.2.4 *Facteurs humains*

Les forêts. – Le passé des forêts peut être très différent d'une région à l'autre. Dans un cas, on peut avoir affaire à des parcelles ayant toujours été boisées. Dans un deuxième cas, la forêt actuellement installée n'est que la première génération qui a succédé à un pâturage exploité durant plusieurs siècles. Dans un troisième cas, la forêt existe déjà depuis deux ou trois siècles, mais a également succédé à une utilisation agricole (champs de mauvaise qualité par exemple). Dans un quatrième cas, la forêt a largement servi au ramassage de litière. Chacune de ces utilisations passées retentit encore aujourd'hui sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers [KOERNER *et al.*, 1999].

Par exemple, le pâturage a apporté au sol de l'azote un fertilisant influençant beaucoup la croissance des arbres. Par contre, le ramassage de la litière durant plusieurs décennies a pu conduire à appauvrir un sol déjà pauvre, ce qui pourrait expliquer certains phénomènes de carence actuellement observés. C'est pourquoi la connaissance du passé des forêts étudiées est importante [ONF, 1996, p. 24].

A Biriadou, l'influence de l'homme sur le milieu naturel est très forte. Cette imbrication apparaît déjà tout le long de la présentation concernant ce secteur. C'est pourquoi, même si les remarques qui vont suivre s'appliquent aux deux secteurs d'étude, cette section concerne plus spécifiquement les pratiques ayant (eu) cours en vallée d'Aspe.

Ecobuages. – Cette pratique ancestrale (au moins depuis le néolithique) permet de lutter contre les végétaux épineux à moyenne altitude. L'amélioration des horizons pédologiques actifs par les cendres est souvent illusoire, en raison de la destruction des horizons pédologiques superficiels et l'exportation des éléments minéraux par les eaux pluviales [DENDALETCHÉ, 1973a, p. VI-17 ; p. III-11], mais elle est réelle si certaines conditions sont respectées. Des essais concernant les effets de ces pratiques ancestrales ont été réalisés et ont montré que la combinaison brûlis, chaulage, fertilisation augmente considérablement la productivité avec, par ordre individuel d'efficacité : brûlis, engrais (fumure), chaulage [JUSTE et DUTIL, 1967 *in* DENDALETCHÉ, 1973a, p. III-30-31]. Aujourd'hui encore mais depuis plusieurs décennies déjà, la pratique de l'écobuage est dénaturée par une mauvaise utilisation, notamment en ce qui concerne les pentes fortes. C'est en effet dans ce cadre que les dégâts sont les plus importants. A l'origine pourtant, il existait une véritable rationalité dans la mise en œuvre de ces pratiques (observation minutieuses et consultation de quelques vieux textes par DENDALETCHÉ [1973a, p. III-30-31]).

Pastoralisme. – Le pastoralisme a des conséquences contrastées. Dans l'étude entreprise par KOERNER *et al.* [1999, p. 236], les auteurs observent que les pâtures situées près des fermes sont toujours situées sur des sites à roche-mère plus riche car les animaux doivent disposer d'éléments minéraux en quantité suffisante pour leur alimentation et parce que les terrains très acides deviennent impropres au pâturage suite à l'apparition d'une flore de faible valeur pastorale, notamment du *Nardus stricta* [KAMMERER, 1983 in KOERNER *et al.*, 1999, p 236]. Ils concluent que « *malgré leur localisation sur les substrats les plus riches, les pâtures sont les parcelles les plus appauvries* » [KOERNER *et al.*, 1999, p 236]. Mais, le pastoralisme apporte aussi de l'azote fertilisant (fumure) et, en montagne, favorise le rajeunissement des sols³⁰¹. Finalement, KOERNER *et al.* [1999, p. 236] montrent que les sols forestiers (depuis « toujours ») sont les plus pauvres (cf. Figure 50).

Pratiques anciennes en vallée d'Aspe. – Aux 17^{ème} et 18^{ème} siècles, la forêt fait partie intégrante de la vie quotidienne des Aspois. Les habitants exploitent alors l'ensemble de la production forestière, ils utilisent l'espace comme zone de parcours d'appoint³⁰² et la ventes de bois admises par les usages leur procure un revenu numéraire [LABARTHE, 1987, p. 35]. L'exploitation des ressources porte tant sur la strate ligneuse (bois, feuilles, fruits, produits transformés : charbon et chaux³⁰³) qu'herbacée (touyas, fougères). Ajoutons quelques pratiques spécialement néfastes pour la régénération comme l'extraction de l'humus (afin de l'employer comme engrais) et la récolte des glands et faînes [LABARTHE, 1987, p. 38] et l'on comprendra que « *le couvert forestier, loin d'être compact, se présente comme un mitage entrecoupé par les fougères, des places herbeuses et des touyas. La demande d'un second aménagement [au début du*

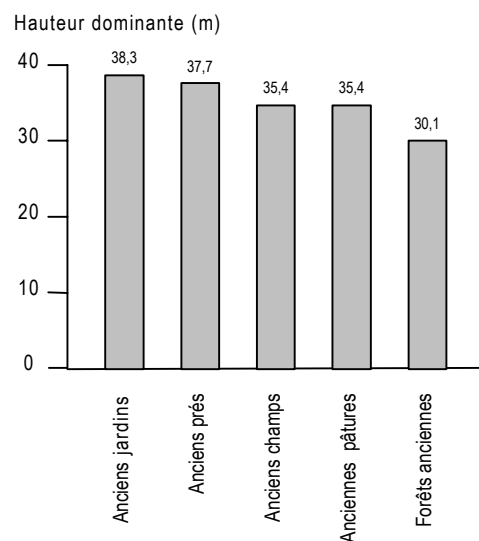


Figure 50 : Effet des anciennes pratiques sur la hauteur dominante des arbres forestiers [KOERNER *et al.*, 1999, p. 235]

³⁰¹ Une très légère solifluxion ainsi que l'action du piétinement des animaux contribuent à rajeunir les horizons superficiels du sol, à les revivifier, en luttant contre le début de podzolisation imposée par un climat très pluvieux [DENDALETTCHE, 1973a, p. III-29].

³⁰² C'est une zone de pacage intermédiaire, au printemps et à l'automne pour le bétail qui ne participe pas à la transhumance. Les animaux les plus fréquemment cités dans les sources historiques sont les ovins (rarement les bovins et les équidés). Les pores sont pleinement admis en forêt [LABARTHE, 1987, p. 42-43].

³⁰³ Les montagnards de la haute vallée édifient des charbonnières pour leur consommation, ceux de la basse vallée en font aussi commerce. La forêt offre également la matière première (roche calcaire) et le combustible (bois) pour l'élaboration de la chaux [LABARTHE, 1987, p. 39-40].

18^{ème} siècle] par la communauté de Sainte-Marie, excluant ces vides en est la meilleure preuve » [LABARTHE, 1987, p. 40-41]. Si les archives attestent de la surexploitation de la forêt en basse vallée, la question reste quand à l'exploitation des secteurs les plus raides (haute vallée). Selon GUITARD [1955, p. 116], l'exploitation la plus intense des forêts aspoises et ossaloises se situe de la fin du 17^{ème} siècle au milieu du 18^{ème} pour alimenter la politique navale (exploitation de la « mûture » de 1775-1835). Autour des Forges d'Abel, les ressources proches ne sont « guère ménagées » entre 1825 et 1860 (fermeture) [GUITARD, 1955, p. 120].

Les conséquences des pratiques anciennes sur les conditions actuelles du milieu, bien qu'existantes, sont difficiles à déterminer. Pour la vallée d'Aspe, le principal point d'interrogation concerne les estives. On a évoqué les effets antagonistes de cette pratique (fumure d'un côté, exportation d'éléments nutritifs de l'autre) mais le caractère extensif du pastoralisme béarnais et les hautes altitudes rendent la question délicate sans l'appui d'étude spécifique.

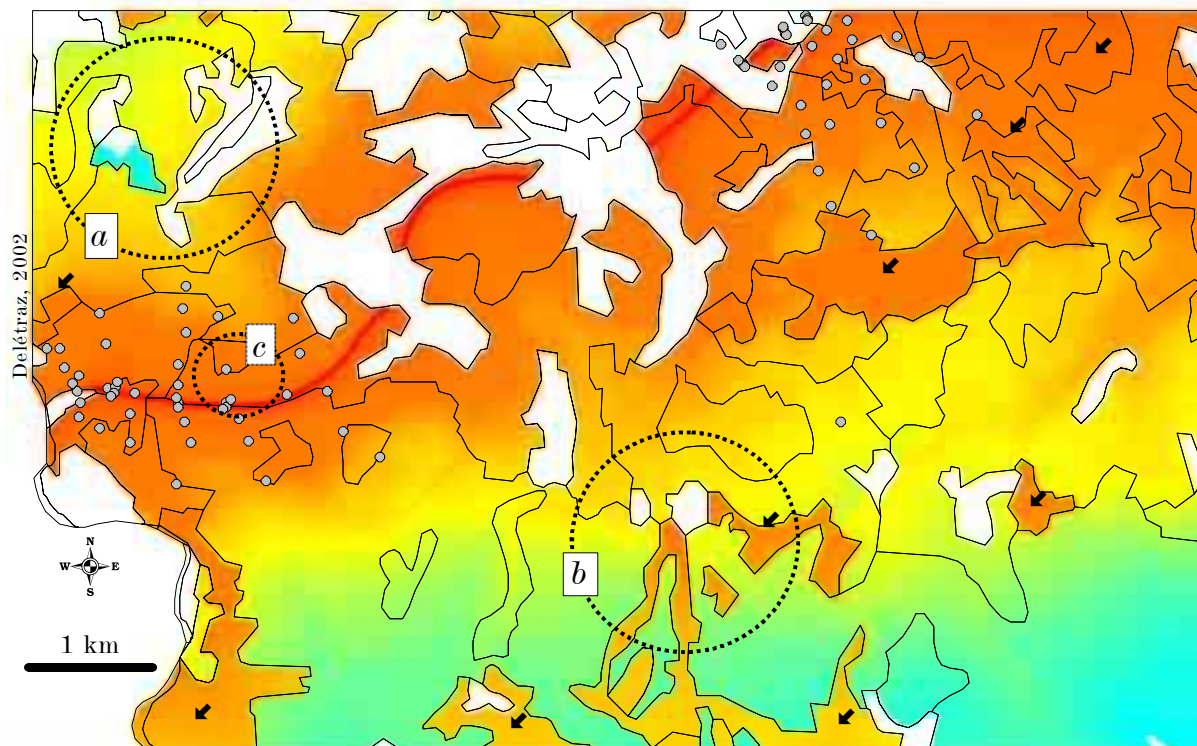
En somme, les vallées d'Aspe et de Biriadou présentent diverses caractéristiques entraînant une plus grande vulnérabilité aux impacts des dépôts azotés : les importantes précipitations et leur incidence sur la pédogenèse (lessivage des sols), le blocage des processus microbiologiques du sol d'autant plus important que l'altitude est élevée, tout comme le raccourcissement de la période de végétation et l'importance du manteau neigeux générateur de « flux acides ». L'humidité de l'air et la fréquence des brouillards augmentent l'incidence des dépôts. Les teneurs généralement plus élevées en ozone en altitude constituent également un facteur aggravant. Le hêtre, très représenté en vallée d'Aspe où il forme des peuplements matures, est plus sensible aux formes oxydées des dépôts azotés (celles qui nous intéressent) qu'aux formes réduites (issues de l'agriculture). Cette sensibilité s'accroît avec l'âge des peuplements. Enfin, la litière de cet arbre ne favorise pas l'humification. Le seul atout de cette essence semble être une relative résistance à l'accroissement des concentrations en aluminium dans le sol, en liaison avec son acidification. La sensibilité des milieux calcaires et oligotrophes a été observée dans d'autres sites sur la composition de la strate herbacée, particulièrement riche en vallée d'Aspe. L'apport d'éléments nutritifs par dépôts atmosphériques réduit sans doute les incidences négatives des dépôts, surtout sur le passage de Biriadou proche de l'océan. Dans l'état actuel des connaissances, il est difficile de se prononcer sur le niveau de protection apporté par ces dépôts de cations basiques. La même difficulté se présente quant à l'évaluation des effets positifs et négatifs des pratiques anthropiques anciennes et actuelles : appauvrissement par prélèvements de biomasse (soutrage, déboisement, pastoralisme,...) ou écobuage, enrichissement par fumure.

3.3 Zones les plus vulnérables et processus associés

3.3.1 *Biriatou*

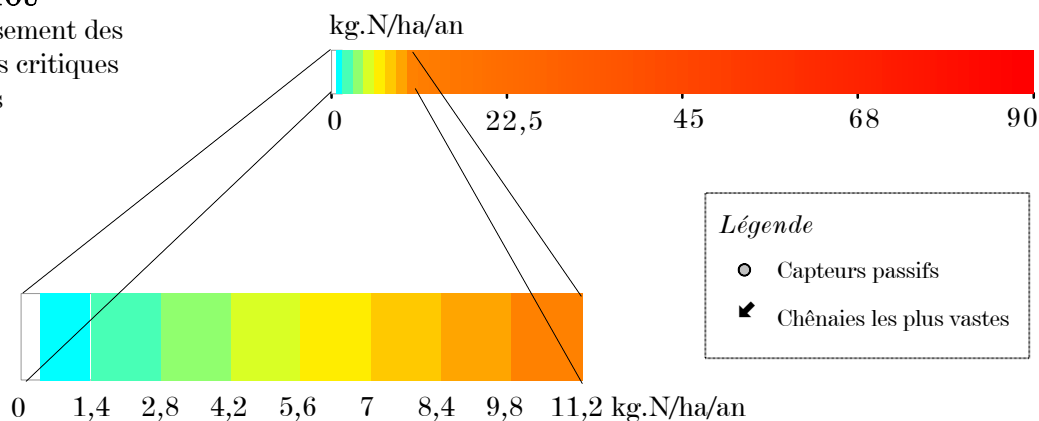
Malgré l'accroissement quantitatif et qualitatif des informations disponibles concernant les effets de la pollution azotée sur les écosystèmes, il reste très délicat d'établir un diagnostic précis sur les conséquences du dépassement des charges critiques en vallée d'Aspe et de Biriatou, en partie par manque de connaissances fondamentales sur les différents compartiments des écosystèmes étudiés (sol, dynamique hydrique, cortège floristique). Toutefois, grâce à l'existence d'un faisceau d'indications nous pouvons proposer une première synthèse des types de milieux *a priori* les plus sensibles et des processus en oeuvre.

Les cartes présentées ci-dessous sont l'aboutissement, en terme méthodologique, du travail entrepris. La méthode mise en oeuvre a permis d'estimer, en tous points des secteurs d'étude, le niveau de risque environnemental lié à la pollution azotée du trafic. Tous les espaces représentés en couleur reçoivent des dépôts azotés supérieurs à la charge critique (azotée ou d'acidité) correspondant à leurs caractéristiques environnementales. Pour tous ces espaces, l'écosystème ne peut supporter les quantités d'azote qu'il reçoit : il y a un risque. Les zones blanches correspondent soit aux secteurs où le dépôt est inférieur à la charge critique (les limites de l'écosystème ne sont pas atteintes), soit aux secteurs sans affectation de charges critiques : zones bâties, terres arables, carrière.



BIRIATOU

Dépassement des charges critiques azotées

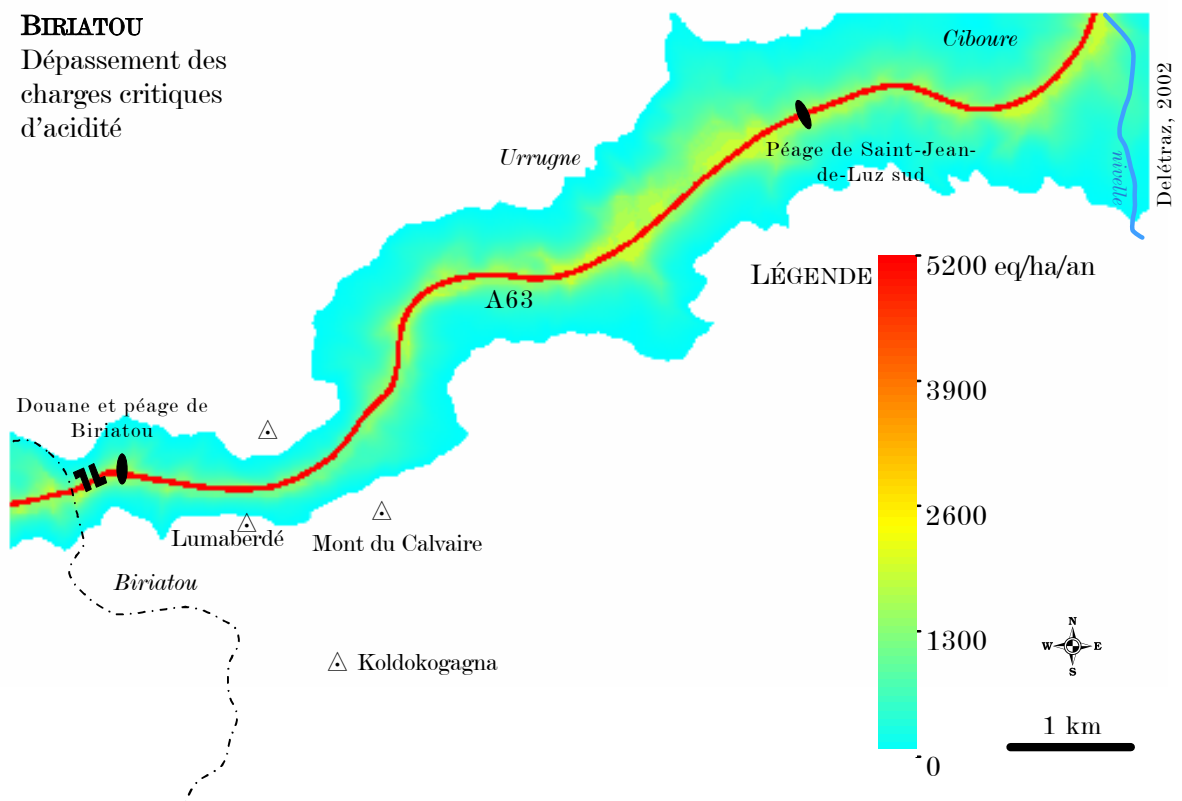


Carte 33 : Dépassements des charges critiques azotées dans le secteur de Biriattou (représentation uniquement des zones de dépassements)

On voit que, à Biriattou, ce dépassement est important. Il n'y a quasiment pas de zones blanches (hormis au centre de la carte : zones bâties et cultures pour l'essentiel). Dans les secteurs de prairies, pelouses et pâturages, les dépassements ont lieu au-delà des limites du secteur d'étude, à plus de 6 km de l'autoroute.

La différence de sensibilité des écosystèmes se traduit très clairement, par exemple dans le secteur *a* (nord-ouest de la carte) où l'on trouve une forêt de conifères (Pins insignis, reboisement), peu sensibles (charge critique à 20 kg.N/ha/an). Ce bosquet est éloigné de l'autoroute de 1,5 à 2 km environ. Le niveau de dépassement est de moins de 1,4

kg.N/ha/an dans la zone la plus proche de l'autoroute (bleu ciel) puis il n'y a plus de dépassement (couleur blanche). Par contre, les prairies qui entourent ce bosquet sont un peu plus sensibles (charge critique à 15 kg.N/ha/an). De fait, les dépassements sont plus conséquents (autour de 6 kg.N/ha/an) et se font ressentir au-delà du bosquet évoqué précédemment. A l'inverse, dans le secteur *b* (sud de la carte), ce sont cette fois les prairies (mais aussi les pâturages, landes et bocages) qui sont les moins vulnérables. Les chênaies, dont la charge critique se situe à 10 kg.N/ha/an, montrent des dépassements importants (entre 8 et 10 kg.N/ha/an suivant l'éloignement). On remarque également l'effet du relief qui transparaît avec une réduction assez rapide des niveaux de dépassements (jaune au vert-bleu) pour les systèmes prairiaux.



Carte 34 : Dépassements des charges critiques d'acidité dans le secteur de Biriatoú
(représentation uniquement des zones de dépassements)

Concernant le risque d'acidification, aucune hétérogénéité spatiale n'apparaît – hormis celle liée à la distance-réelle à la route – car l'ensemble du secteur est affecté par la même charge critique. Et, malgré la valeur relativement élevée de cette valeur seuil (2000 eq/ha/an), on note des niveaux de dépassements conséquents de part et d'autre de la route. Dans les secteurs les plus encaissés (Mont du Calvaire, Montagne de Lumaberdé), les dépassements ne vont pas au-delà de 200 m. Par contre, dans les talwegs les plus évasés,

propice à une diffusion plus lointaine des polluants, des dépassements peuvent avoir lieu jusqu'à plus d'un kilomètre de l'autoroute (1,2 km voire 1,4 km dans le Nord-est du secteur).

Autour de l'A63, les principaux types de végétation (en dehors des zones cultivées) sont la lande atlantique, la série du Chêne pédonculé et les prairies de fauche avec leur bocage. Cette végétation se développe aussi bien sur substrat calcaire que siliceux car le lessivage, intense sous des conditions océaniques, a donné dans les deux cas des sols lessivés plus ou moins acides [DUPIAS, 1985, p. 87 ; ONF, 1984, pp. 12-13]. Le complexe absorbant est généralement désaturé, les sols sont donc vulnérables à l'acidification. La lande atlantique est très riche en espèces (Ajoncs, Bruyères et Graminées atlantiques), mais sur le site d'étude, l'écobuage est répandu. Or, il favorise les Graminées et surtout la Fougère formant ainsi la Ptéridaie décrite par DENDALETCHÉ [1973a, p. II-120]. Elle constitue la forme de lande la plus dégradée. Ainsi, il s'agit d'écosystèmes pauvres en nutriment et déjà acides, sans grande valeur patrimoniale, suffisante toutefois pour justifier l'existence d'une ZNIEFF dans la partie sud du secteur (de façon quasi contiguë à l'autoroute ; cf. Carte 26, p. 365). Quelques secteurs ont conservé un faciès de lande atlantique à forte biodiversité, notamment dans le secteur c, à grande proximité du trafic. Pour ces secteurs, il y a un risque, à terme, de voir leur composition évoluer. Le dépôt d'azote inorganique dans un système dominé par de l'azote organique (ce qui est le cas des landes à Bruyère) pourrait diminuer les avantages possédés jusqu'alors par les plantes de type arbustif (Bruyères) qui assimilent plus facilement l'azote organique et plutôt favoriser les plantes assimilant principalement l'azote inorganique, comme les herbacées [NÄSHOLM, 1998, p. 88] ou les Ajoncs qui font partie de la famille des Légumineuses (assimilation directe de l'azote atmosphérique). Les dépôts azotés peuvent aussi accentuer l'acidification déjà forte (accroissement du lessivage).

La strate arborée, à Chêne pédonculé dominant, comporte du Chêne Tauzin plus ou moins disséminé. Cette chênaie acidiphile [ONF, 1984, p. 17] est accompagnée d'une strate herbacée « *relativement pauvre, en relation avec l'acidité du sol* » [DUPIAS, 1985, p. 87]. La forêt de feuillus décrite ici est très sensible aux surplus d'azote (charge critique faible). Ces dépassements peuvent entraîner une modification de la sous strate forestière et, à long terme, un déséquilibre nutritionnel pouvant fragiliser les arbres [DUPOUEY *et al.*, 1999, p. 222-227 ; DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. Mais, le délai d'apparition des effets (délai de détérioration) est difficile à préciser. Il dépend des différents mécanismes tampons du sol [CEE-NU, 2002e, p. 3].

Le risque lié à un apport d'azote supplémentaire dans les formations arborées du secteur, comme dans les landes à Fougère consiste essentiellement en une augmentation du

lessivage et de l'accumulation d'azote dans les horizons profonds du sol et/ou dans l'eau. Ce risque est d'autant plus à surveiller que la proximité de la côte atlantique est très grande (contribution à l'eutrophisation des écosystèmes littoraux ?).

Parallèlement, il faut garder présent à l'esprit que le milieu étudié est fortement marqué par l'action de l'homme et que, du fait de la déprise agricole, les secteurs évoluent très rapidement, toujours sous contrôle anthropique. En effet, l'examen des missions de photographies aériennes de 1968 et 1996 montre que les surfaces boisées sont en forte augmentation, ce qui rend difficile l'établissement d'un diagnostic à long terme. Toutefois, il ne s'agit pas d'une dynamique naturelle : l'extension de la forêt est entièrement le fait de reboisements effectués par l'ONF.

3.3.2 La vallée d'Aspe

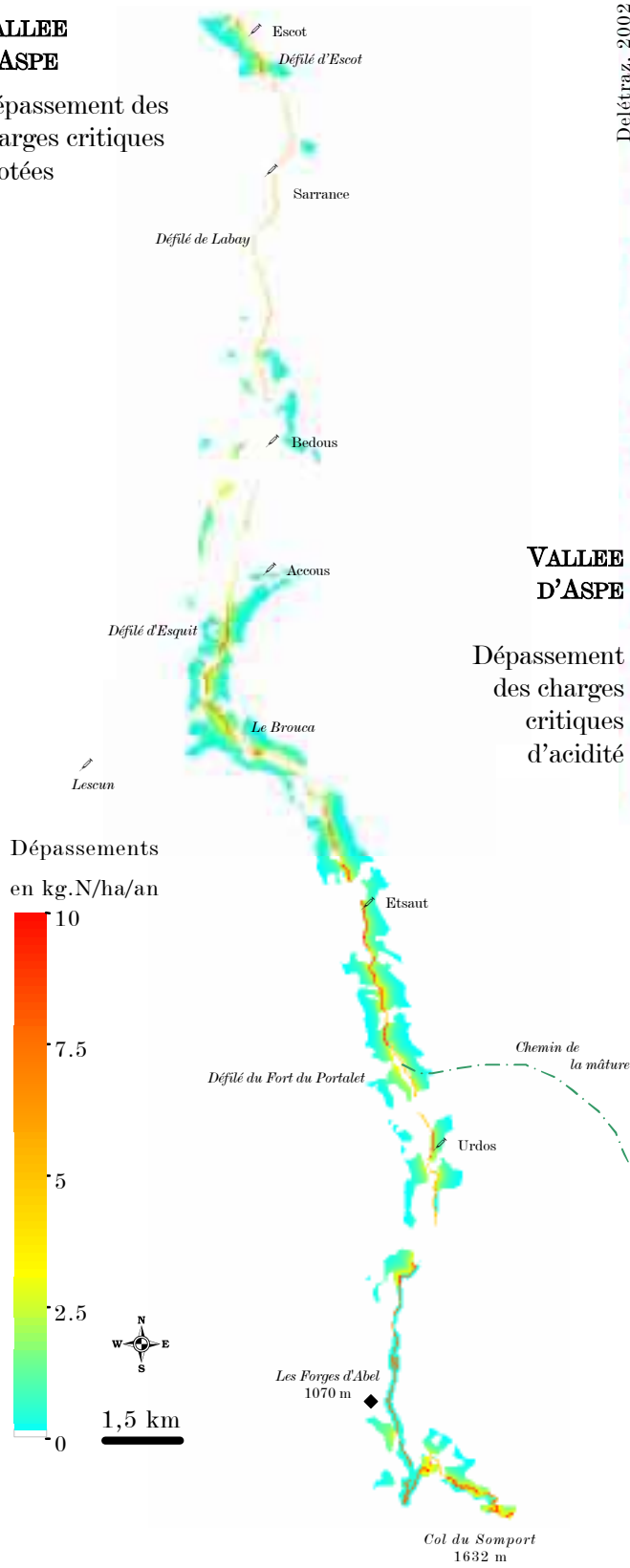
En vallée d'Aspe, la situation est différente : l'environnement pédologique et végétal est plus varié tout au long des 40 km de la vallée et constitue un ensemble d'une grande valeur patrimoniale : nombreuses espèces en situation extrême de leur aire de répartition ou endémiques, ensembles prestigieux [DENDALETCHÉ, 1974, p. I-150]. La haute vallée fait partie de la zone protégée du Parc National des Pyrénées, l'ensemble de la vallée se situe dans plusieurs ZNIEFF (cf. Carte 27, p. 366). Globalement, la vallée d'Aspe et notamment la haute vallée présente toutes les caractéristiques d'une zone très vulnérable, à savoir des sols pauvres et des ensembles végétaux de valeur adaptés à des conditions de pauvreté nutritionnelles (ainsi que toute une faune plus ou moins inféodée). Globalement, la faiblesse des dépôts actuels limite les risques d'eutrophisation à proximité de la route (fond de vallée). Par contre, le risque d'acidification concerne des espaces beaucoup plus vastes et notamment les estives.

Plusieurs points sensibles ont été répertoriés : (a) les forêts de feuillus ; (b) les espèces rares du fond de vallée et les défilés calcaires ; (c) les écosystèmes aquatiques.

Dans l'étage collinéen, la chênaie est prédominante. Le chêne sessile colonise les sols acides [SAULE, 1991, p. 10-12] ; le chêne pubescent, plus rare, préfère les défilés calcaires et les soulans (ambiance méridionale) ; ailleurs, le chêne pédonculé domine. Ces écosystèmes sont particulièrement sensibles aux dépôts azotés (charges critiques faibles : 5 kg.N/ha/an) et se localisent toujours en bas de vallée, là où les dépôts sont les plus importants. Ces deux caractéristiques en font des secteurs à risques (dépassement de charges critiques), sauf entre le Sud d'Escot et Accous (basse vallée). Dans cette zone, on n'observe quasiment pas de dépassements, malgré la présence de la chênaie.

**VALLÉE
D'ASPE**

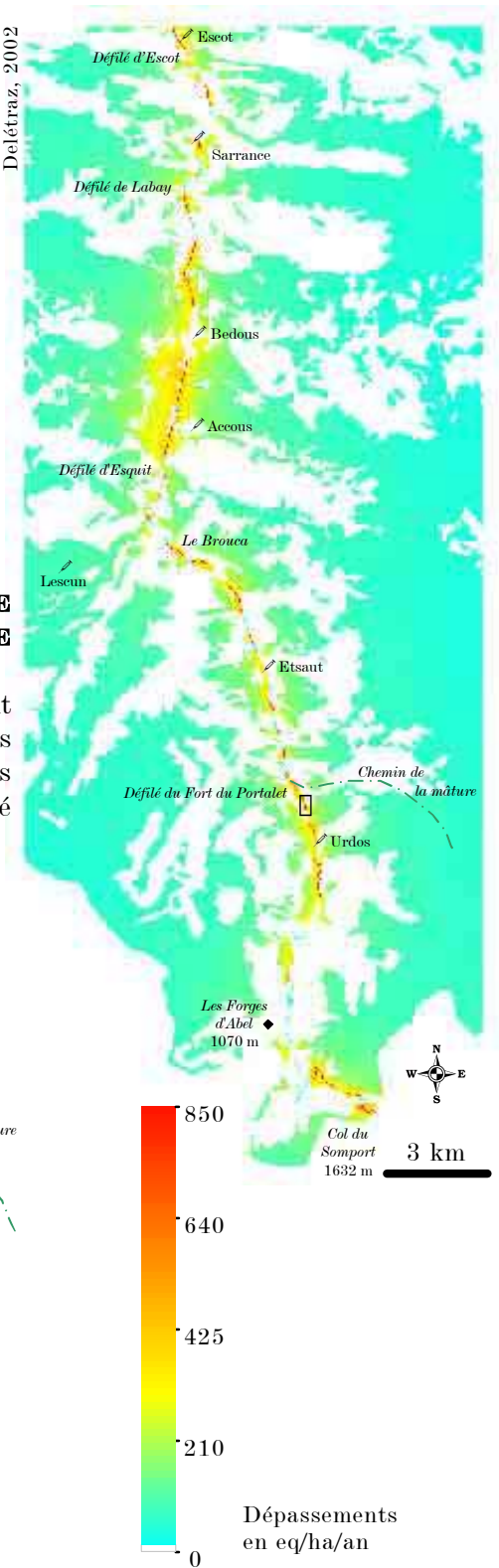
Dépassement des
charges critiques
azotées



Delétraz, 2002

**VALLÉE
D'ASPE**

Dépassement
des charges
critiques
d'acidité



Delétraz, 2002

Carte 35 : Dépassements des charges critiques azotées et d'acidité en vallée d'Aspe
(représentation uniquement des zones de dépassements)

C'est parce qu'il s'agit d'un faciès de chênaie à noisetiers qu'il nous a semblé important de distinguer. En effet, le noisetier indique « *un sol peu acide, neutre ou légèrement calcaire* », donc moins sensible [SAULE, 1991, p. 10]. La charge critique affectée à ce faciès tient compte des caractéristiques du sol et a donc été fixée à 10 kg.N/ha/an. Ce faciès particulier correspond d'ailleurs aux données pédologiques. Localement, des dépassements doivent avoir lieu en fonction de la micro-topographie et du lessivage oblique qu'elle induit, éléments difficiles à intégrer à notre échelle de travail.

L'étage montagnard (hêtraie et hêtraie-sapinière) couvre des superficies plus importantes et se situe généralement à plus grande distance de la route sauf en haute vallée. Les hêtraies sur sols calcaires sont plus riches que les hêtraies sur silice dont le cortège floristique est pauvre et monotone physionomiquement [DENDALETCHÉ, 1973a, p. II-87]. Or, les milieux pauvres et calcaires sont ceux où le risque de changement de végétation est le plus important [THIMONIER, 1994, p. 79]. Il a été récemment montré que les hêtres sont plus sensibles aux dépôts oxy-azotés (pollution du trafic) qu'aux autres formes (ammoniacales notamment). Les sujets âgés également sont plus vulnérables [CEE-NU, 2002b, p. 11 ; 2002d, p. 21]. Toutefois, les charges critiques sont pour l'heure, rarement dépassées en vallée d'Aspe car les hêtraies sont moins sensibles que les chênaies (nous avons retenus, dans cette thèse, la charge critique de 10 kg.N/ha/an). Précisons qu'au mois de juin 2002³⁰⁴, le Groupe de travail sur les Effets (Convention de Genève) a baissé cette valeur à 9 kg.N/ha/an pour l'ensemble des hêtraies européennes [CEE-NU, 2002b, p. 4]. Les hêtraies de montagne devraient donc être affectées d'une charge critique encore inférieure, eu égard aux facteurs aggravants avec lesquels elles doivent composer.

La présence très fréquente de brouillards mouillants (tous les 2 à 3 jours) entraîne une acidification plus importante et accroît vraisemblablement la quantité d'azote absorbée par les feuilles. Pour le reste, il est difficile de se prononcer sur les effets de l'interception foliaire mais il est sûr qu'elle entraîne une redistribution des dépôts azotés dont bénéficient/pâtissent les bryophytes et lichens des troncs et des branches mais aussi la végétation se développant au pied des troncs. Des spécificités floristiques (cortèges acidiphiles) ont déjà été mises en évidence en fonction de l'éloignement du tronc dans le sens de la pente [WITTIG et NEITE, 1985 ; FALKENGREN-GRERUP, 1989 *in* THIMONIER, 1994, p. 124].

³⁰⁴ N'ayant pris connaissance que tardivement de ces évolutions, il était difficile de les intégrer à ce travail.

Pour les chênaies comme pour les hêtraies, les risques liés à des dépôts d'azote atmosphérique sont une modification de la végétation des sous-bois (eutrophisation et/ou acidification) et l'apparition – à long terme – de carences nutritionnelles pour les arbres.

Le risque d'eutrophisation est spatialement réduit. Il concerne essentiellement les espèces rares du fond de vallée et les défilés calcaires qui ponctuent régulièrement la route. Un certain nombre d'espèces rares et/ou protégées se situent en bordure de route [DDE, 1999b, p. 9], par exemple dans les pelouses rocailleuses calcaires à la sortie de Sarrance : *Anthericum ramosum* ou *Dianthus superbus*, l'Œillet Superbe sur les talus de la voie ferrée, voire sur les accotements de la RN134 [chapelle d'Escot, observations de DUSSAU, 1999, p. 75]. Pour ces espèces, une modification des conditions de nutrition peut avoir des conséquences (moindre compétitivité par rapport à d'autres plantes), d'autant plus qu'il s'agit souvent de population en situation d'isolat (la migration, outre qu'elle demande des modifications relativement lentes de l'environnement, est quasi impossible pour certaines espèces).

Les défilés calcaires concentrent deux facteurs aggravants : une végétation à forte diversité biologique, riche en endémiques, calcicole donc sensible aux apports d'azote, et un encaissement très fort de la RN134 générant les valeurs de dépôt azoté les plus élevées de la vallée. De nombreuses endémiques ont trouvé refuge sur ces parois, certaines exclusivement à leur pied (stations fraîches et humides), comme *Petrocoptis Pyreneica*. Pour ces populations, le risque lié au trafic actuel, pourtant modeste est déjà très fort.

Le risque d'acidification est plus important (cf. Carte 35). Il concerne surtout les espaces non forestiers (charges critiques plus faibles). Le risque de lessivage est accru en hiver, lorsque les plantes n'ont pas de besoin en azote³⁰⁵. Or, la saison de végétation est d'autant plus courte que l'on monte en altitude. Parallèlement, le manteau neigeux génère un flux acide. Ces éléments prètent à penser que le gave d'Aspe n'est pas à l'abri d'épisodes acides, comme cela est parfois observé lors d'épisodes pluvieux intenses ou de la fonte des neiges [DAMBRINE *et al.*, 2001, web]. Le danger est également grand pour les tourbières et les petits marais situés près du col du Somport. En effet, ces écosystèmes sont particulièrement sensibles aux dépôts azotés.

³⁰⁵ La hêtraie d'Ance, dans les Pyrénées (HET64), est l'une des rares parcelles du réseau RENECOFOR (avec EPC08 dans les Ardennes) où l'on observe des pertes de nitrates par lessivage. C'est le signe d'une éventuelle saturation en azote. L'évolution saisonnière a également été observée : augmentation des concentrations au début de la période de végétation et baisse à la fin de l'année, suivant l'activité microbiologique [JOSLIN et WOLFE, 1993 in ULRICH *et al.*, 1998, p. 80]. Il ne s'agit surtout pas d'extrapoler le cas d'Ance à toutes les hêtraies pyrénéennes mais simplement de montrer que le risque d'un lessivage ne doit pas forcément s'envisager comme un risque à long terme. Certains mécanismes tampons sont peut-être déjà très amoindris. Des études de terrain doivent être menées pour mieux connaître ces éléments.

Ainsi, pour la vallée d'Aspe, les dépassements de charges critiques azotées sont relativement réduits mais concernent des secteurs à très haute valeur patrimoniale, malheureusement encore mal connus. Les hêtraie-sapinières de la haute vallée ne sont pas concernées par le risque tel que nous l'avons défini (dépassement strict des charges critiques). Pour autant, l'intervalle de sécurité est faible puisque l'ensemble de ces peuplements (jusqu'à la limite supra forestière) se situe à 3 kg.N/ha/an au maximum de la valeur limite, souvent moins (cf. Carte 20, p. 297). C'est peu, et il est très probable que les dépôts d'azote totaux (formes oxydées et réduites) entraînent d'ores et déjà des dépassements des charges critiques. Enfin, les dépassements de charges critiques d'acidité sont plus importants. Ils peuvent également entraîner des modifications de végétation et accroître le lessivage des nitrates. Ainsi, malgré le trafic relativement modeste que connaît actuellement la vallée d'Aspe, les incidences liées à la pollution azotée émise par les véhicules sont effectives (dépassements de charge critique), notamment pour les chênaies du fond de vallée et la riche flore des défilés calcaires, même si le jeu des mécanismes tampons du sol peut décaler l'impact dans le temps.

C o n c l u s i o n

Les voies sont les instruments privilégiés de la création de l'espace humain. [...]. Le sentier, la route, sont les signes les plus marquants de l'action organisatrice des sociétés humaines, de leur emprise sur le sol. C'est par les voies que les espaces géographiques prennent corps et forme. [...]. Dans le temps même où une voie est tracée, elle introduit dans l'espace une profonde inégalité comparable à la polarisation des centres, mais avec des effets linéaires. Avant la voie, l'espace est isotrope. Avec la voie, la dualité proximité-éloignement constatée pour le pôle joue tout au long du tracé [PINCHEMEL et PINCHEMEL, 1992, p. 100-101].

Arrivée au terme de cette recherche, il convient de mettre l'accent sur quatre points et de replacer ce travail dans un contexte plus large. Premièrement, la pollution azotée générée par le trafic routier constitue un risque environnemental. Celui-ci varie bien selon les configurations spatiales. L'aléa, fonction du trafic et des conditions de dispersion, et la vulnérabilité (écosystèmes plus ou moins fragiles) diffèrent selon les caractéristiques propres à chaque site.

Deuxièmement, les espaces montagnards constituent des territoires propices à la démonstration parce qu'elles facilitent la mise en évidence de différentiels spatiaux, parce qu'elle génère une grande variété de milieux, parce que les représentations qui lui sont associées sur les questions de préservation de l'environnement sont particulièrement prégnantes. Ces éléments font que les montagnes sont révélatrices de processus en œuvre d'une façon généralisée à l'échelle européenne.

Troisièmement, les causes de ce risque environnemental sont avant tout liées aux choix socio-économiques de notre société en matière de politique des transports. Ces choix dessinent dès à présent l'évolution du transport routier. On voit alors que les impacts locaux en terme d'environnement sont directement reliés aux choix politiques et aux modes

de vie de nos sociétés occidentales. Ces choix s'inscrivant dans le contexte européen et planétaire, on mesure l'importance des emboîtements d'échelles.

Quatrièmement, la conciliation des intérêts environnementaux et économiques dans le domaine des transports reste dépendante de l'adoption d'une culture du développement durable.

1 Les émissions d'oxydes d'azote par le trafic génèrent un risque environnemental variable dans l'espace

L'objectif de cette thèse était principalement de répondre à la question suivante : « Dans les vallées de montagne, les risques environnementaux liés aux oxydes d'azote émis par le trafic routier sont-ils partout les mêmes ? ». L'hypothèse centrale était que tous les espaces ne sont pas égaux face aux risques d'acidification et d'eutrophisation liés aux émissions d'oxydes d'azote.

Les concepts de l'analyse spatiale, particulièrement adaptés à l'étude des structures linéaires, couplés à la géographie environnementale au sein d'une réflexion en terme de risques ont permis de déterminer les quantités de polluants déposées dans les écosystèmes de proximité (modélisation des teneurs en polluants selon l'éloignement à la source d'émission, la route), de situer les géosystèmes les plus vulnérables, et finalement, de localiser les risques (cf. § 4 Cartographier le risque environnemental, p. 294). Les dangers encourus par les écosystèmes ont été décrits (cf. § 3 Quels risques pour Biriadou et la vallée d'Aspe ?, p. 389). Seule la question des délais d'apparition de la détérioration reste en suspens car les vitesses de saturation des multiples mécanismes tampons du sol sont très mal connues à l'heure actuelle.

Les principaux résultats obtenus montrent que les dépôts oxy-azotés totaux (secs + humides liés aux émissions du trafic³⁰⁶) varient entre 100 kg N/ha/an à proximité immédiate de l'A63 et 15 kg N/ha/an dans les secteurs les plus éloignés de l'A63 (secteur de Biriadou, cf. Carte 21, p. 298). En vallée d'Aspe, on évalue ces dépôts à 15 kg N/ha/an à proximité immédiate de la RN134 et 3 kg N/ha/an dans les secteurs les plus éloignés (cf. Carte 20, p. 297). L'écart important qui sépare la vallée d'Aspe (3 à 15 kg N/ha/an) et le

³⁰⁶ Les dépôts oxy-azotés correspondent à la famille des composés azotés oxydés (ou nitroxydes), très réactifs dans l'air et principalement émis par la combustion d'hydrocarbures fossiles. Les transports contribuent à une part importante des émissions totales d'oxydes d'azote. Les composés oxy-azotés doivent être différenciés des composés d'azote réduit, la famille de l'ammoniac (NH₃) principalement issue des diverses activités agricoles et qui contribue pour moitié aux dépôts azotés totaux.

passage de Biriadou (15 à 100 kg.N/ha/an) s'explique en partie par la différence de trafic³⁰⁷, mais pas seulement. Bien que le trafic PL soit plus de 25 fois inférieur en vallée d'Aspe, on ne mesure pas 25 fois moins de dépôts en vallée d'Aspe, mais 5 à 7 fois moins seulement (cf. § 5.1.3 Les valeurs de l'ICP, p. 303). Ces éléments confortent l'existence d'une moindre capacité dispersive de la vallée d'Aspe par rapport à un site plus ouvert tel que celui de Biriadou. A émissions unitaires égales, les concentrations et dépôts sont plus importants dans les environnements aux caractéristiques montagnardes marquées. Cette moindre capacité de dispersion des vallées encaissées est invariablement évoquée, jamais évaluée. Selon l'Indicateur Comparatif de Pollution (ICP) que nous proposons, la pollution se disperse 4,5 fois moins bien en vallée d'Aspe qu'à Biriadou du fait de la topographie du site et des conditions météorologiques. La valeur de l'ICP est essentiellement liée aux conditions topographiques. Elle est modulée, dans une moindre mesure, par les conditions météorologiques. L'ICP traduit également des différences entre haute et basse vallée : le site d'Urdois disperse 1,5 fois moins bien que celui de Sarrance. En même temps, plus le site est montagnard, plus les variations de l'ICP sont importantes suivant les journées : la capacité dispersive apparaît beaucoup plus fluctuante dans les environnements confinés (cf. § 5.3.2 Typologie des groupes de dispersion, p. 311), en relation avec les modulations induites par les caractéristiques météorologiques.

Si les concentrations mesurées sont de l'ordre de 45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_2 au niveau de la chaussée à Biriadou, la concentration en NO_x peut atteindre 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_x . En vallée d'Aspe, les niveaux sont largement plus faibles : 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_2 et environ 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_x (cf. § Carte 14, p. 287 et Carte 16, p. 290).

La vulnérabilité des écosystèmes est établie en terme de charges critiques : charge critique azotée (eutrophisation) et charge critique d'acidité (acidification) principalement. Cette vulnérabilité est fonction des caractéristiques du sol, de la végétation, du climat. Tous ces facteurs peuvent être aggravants ou améliorants. Les spécificités montagnardes et atlantiques observées pour les deux sites des Pyrénées-Atlantiques constituent la plupart du temps des facteurs aggravants : précipitations élevées entraînant le lessivage des sols, humidité de l'air (brouillards fréquents), froid (en relation avec l'augmentation de l'altitude) qui bloque les processus de minéralisation de l'humus des sols, manteau neigeux agissant comme un collecteur de pollution relarguée massivement lors de la fonte. L'influence de ces paramètres a été discutée dans le § 3.23.2 Analyse des facteurs locaux aggravants ou améliorants, p. 400.

³⁰⁷ 12 000 VL + 7 600 PL TMJA à Biriadou contre 3 000 VL + 300 PL TMJA à Sarrance.

Les risques ont été identifiés en couplant l'aléa (la pollution) et la vulnérabilité (les charges critiques) dans l'espace. Les secteurs où l'aléa dépasse la charge critique sont susceptibles de subir des modifications. Les risques encourus par les écosystème des vallées d'Aspe et de Biriadou ont fait l'objet d'une synthèse (cf. § 3.3 Zones les plus vulnérables et processus associés, p. 414). Pour la vallée d'Aspe, les dépassements de charges critiques azotées sont relativement réduits mais concernent des secteurs à très haute valeur patrimoniale (cf. § 2.2 Le milieu naturel de la vallée d'Aspe, p. 366). Les hêtraie-sapinières de la haute vallée ne sont pas concernées par le risque tel que nous l'avons défini mais l'intervalle de sécurité est faible. Il est très probable que les dépôts d'azote totaux (formes oxydées et réduites, issues de l'agriculture) entraînent d'ores et déjà des dépassements des charges critiques. L'eutrophisation des milieux peut entraîner une modification des communautés végétales. Les dépassements de charges critiques d'acidité concernent des surfaces beaucoup plus étendues que pour l'eutrophisation. Ils peuvent également entraîner des modifications de végétation, des carences nutritionnelles et/ou accroître le lessivage des nitrates.

Ainsi, malgré le trafic actuel relativement modeste de la vallée d'Aspe, les incidences liées à la pollution azotée émise par les véhicules sont effectives. C'est le cas notamment pour les chênaies du fond de vallée et la riche flore des défilés calcaires (nombreuses endémiques d'origine méditerranéennes), même si le jeu des mécanismes tampons du sol peut décaler l'impact dans le temps.

A Biriadou, le milieu est fortement anthropisé mais n'en constitue pas moins un géosystème spécifique à préserver (ZNIEFF). Dans ce milieu, le risque lié à un apport d'azote supplémentaire dans les formations arborées du secteur (chênaie pédonculée à tauzin, dégradée), comme dans les landes à fougères consiste essentiellement en une augmentation du lessivage et de l'accumulation d'azote dans les horizons profonds du sol et/ou dans l'eau. La proximité de la côte atlantique crée le danger supplémentaire de voir les pertes d'azote dans les écosystèmes situés à proximité de l'A63 contribuer à l'eutrophisation des écosystèmes littoraux.

Des seuils limites de concentration pour la protection de la végétation sont fixés par les dispositions européennes. Pour les NO_x , cette valeur limite annuelle est $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_x pour la santé humaine). Le seuil des $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est rarement et très localement dépassé en vallée d'Aspe. A Biriadou, le dépassement a lieu sur près de 6 km^2 pour une portion d'autoroute couverte par l'étude de $11,4 \text{ km}$ de long (cf. § Carte 22, p. 299).

Cette thèse apporte des éléments de connaissance précis sur les niveaux de pollution azotée et les impacts pour écosystèmes montagnards, impacts sur lesquels on disposait de peu

d'informations. Bien que nous ayons montré l'inégalité des espaces montagnards, des mises en parallèle seront sans doute assez souvent possible, la vallée d'Aspe correspondant à une situation moyenne à faible du point de vue du trafic.

2 *La montagne, un terrain propice à la démonstration*

Dans notre approche, nous avons combiné plusieurs conceptions de la montagne³⁰⁸ qui illustrent l'intérêt de travailler sur les montagnes comme objet géographique.

D'abord, la montagne est utilisée comme un facteur de différenciation spatiale qui facilite la mise en œuvre de modèle spatiaux [DEBARBIEUX, 2001a, p. 32]. En effet, la montagne à travers ses volumes, ses pentes, ses creux et ses bosses interagit spatialement sur les processus d'émissions et surtout de dispersion de la pollution.

Ensuite, la montagne est considérée comme le produit de systèmes d'interactions localisés. Elle est envisagée comme le fruit des interactions de plusieurs phénomènes, y compris topographique. Ces interactions définissent en second lieu des écosystèmes différents, notamment un étagement des conditions (climatologiques, pédologiques etc.) [VEYRET, 2001, p. 90] et des pratiques anthropiques qui ont une grande responsabilité dans les systèmes en place. Cela confère à la montagne un statut de laboratoire grâce à la grande diversité des géosystèmes qui se succèdent sur des espaces réduits.

Enfin, la montagne est une représentation sociale et/ou culturelle fortement liée à l'idée de nature préservée et à préserver. Pour CASSE-CASTELLS, « *la montagne est désormais saisie au travers de séries d'images, de représentations, d'une nébuleuse confuse de valeurs destinées à répondre aux frustrations de la ville* » [2001, p. 134]. Et, même si la sensibilité écologique « *n'est certes pas limitée aux régions de montagne ; c'est là que les principaux efforts ont été portés [...]. Elles constituent aujourd'hui la majorité des aires protégées à travers le monde* » [MIGNOTTE, 2000 in DEBARBIEUX, 2001b, p. 49]. Ainsi, on peut voir dans la montagne une sorte de concentré de nature dans l'imaginaire citoyen. En ce sens, elle apparaît bel et bien comme un espace propice à l'expérimentation. A ce titre, son étude comme représentation permettrait peut-être d'appréhender les prémices de certaines mutations : schématiquement, les représentations de la montagne favorisent la sensibilisation des citoyens à la question des politiques de transports ; inversement, le risque environnemental

³⁰⁸ Fortement inspirées de DEBARBIEUX [2001a, pp. 29-34].

lié aux pollutions du trafic dans les environnements montagnards est de plus en plus médiatisé et va vraisemblablement modifier sur le long terme les représentations de notre société sur les valeurs associées à la montagne. Que les vallées de haute montagne soient aussi polluées que les centres urbains est incontestablement un fait marquant qui altérera à coup sûr l'image de la montagne aujourd'hui encore symbolisée par Chamonix (air pur, liberté) ou la vallée d'Aspe (nature sauvage, dernier refuge des ours [SUBRA, 2001, p. 170]) par exemple. Et, il ne faut pas sous estimer le poids de cet imaginaire social dans les pratiques et les évolutions à venir. Dans la toute nouvelle édition de « *Aménager la France de 2020 – Mettre les territoires en mouvement* » réalisée par la DATAR [2002], c'est même clairement un facteur de dynamisme des régions de montagne (qui déclenche d'ailleurs chez les auteurs de ce rapport quelques envolées lyriques) : « *Les massifs disposent d'un environnement de très grande qualité, que ce soit en termes de paysage, d'espace, d'air, d'eau ou de population floristique et faunistique. Les hautes montagnes ont cette image³⁰⁹ que Samivel décrit et illustre de façon si poétique, où la pureté des sites le dispute à la grandeur, dans les deux sens du terme. Cette qualité est de mieux en mieux valorisée d'une part avec le tourisme, l'évolution des temps de vie et le développement des activités sportives lui donnant aujourd'hui une nouvelle dimension, et d'autre part avec les produits de la montagne, de plus en plus demandés par une population urbaine en quête de qualité garantie, d'authenticité, de goût retrouvé* » [DATAR, 2002, p. 86]. Dans cette dynamique décrite par la DATAR, l'image de la montagne est un facteur invoqué explicitement. La pollution liée au trafic dans les vallées constitue donc un réel danger en terme d'atteinte aux représentations sociales et culturelles qui valorisent actuellement les territoires et l'économie montagnard(e)s.

Ces éléments font que la montagne – étudiée comme objet géographique à travers diverses conceptions – apparaît comme un révélateur : des évolutions actuellement en cours dans tous les espaces (nationaux ou européens) de façon sous-jacente, y prennent place avec plus d'acuité. C'est alors en changeant d'échelle, en passant de la grande échelle (la pollution à l'échelle de la vallée voire d'une portion de vallée) à une échelle plus petite, l'espace français ou européen que l'étude prend tout son intérêt.

³⁰⁹ C'est nous qui soulignons.

3 *Le défi multiscalaire*

Le challenge est de parvenir à prendre en compte les différents ordres de grandeur en fonction desquels doivent être étudiée la pollution émise par les transports. Dans notre cas, il s'agit de mettre en évidence les relations qui existent entre l'échelle européenne, à la fois comme échelon politique et comme espace économique et social vis-à-vis des problèmes de transport. La réalité de l'espace européen ouvert à la libre circulation des biens et des marchandises, l'évolution vers une économie toujours plus « tendue » et réduisant ses marges au maximum influent directement sur le local montagnard par un accroissement constant du trafic (trafic d'échange entre régions frontalières et trafic de transit). Parallèlement, les problèmes de risques environnementaux liés à ces pratiques, plus facilement mis en évidence et ressentis dans les espaces de montagne confinés, fragiles où le trafic se concentre, influent à l'échelon national et européen : les polémiques sur le transport en montagne cristallisent pour l'heure le problème, même si ce dernier est en fait bien plus vaste. SUBRA [2001, p. 152] diagnostique que cette problématique de conflit a « *toutes les chances de se développer dans les années à venir, car la sensibilité des citoyens à la qualité de l'environnement est de plus en plus forte au fur et à mesure qu'augmentent le trafic routier et les nuisances qu'il provoque* ».

Dans la Figure 51, nous avons cherché à retranscrire l'imbrication des niveaux d'échelles d'un point de vue plutôt social car ce sont les choix socio-économiques et politiques qui déterminent les tendances à venir pour les transports en Europe. La gestion des flux routiers dans les espaces montagnards échappe aux populations qui les habitent. Les tendances sont dictées à d'autres niveaux d'échelles, notamment européenne (et mondiale). Toutefois, depuis quelques années la contestation sociale agit sur les politiques d'aménagement et par cette voie peut redonner un certain pouvoir de décision à l'échelle locale. Les causes de conflits sont toutefois très diverses³¹⁰. Dans le cas du Somport, l'action des opposants (qui draine des personnes de toute l'Europe) aura entraîné suffisamment de retard pour remettre en cause la logique entière du projet [CHARLIER, 1999, p. 232]. Ainsi la contestation sociale peut influencer fortement sur les projets d'infrastructures.

Le poids de l'opinion publique peut-il jouer avec autant de force sur les grands choix de sociétés relatifs aux transports (modification des habitudes de déplacement, développement des transports collectifs, augmentation du prix des carburants, éco-taxes, etc.) ? Sans

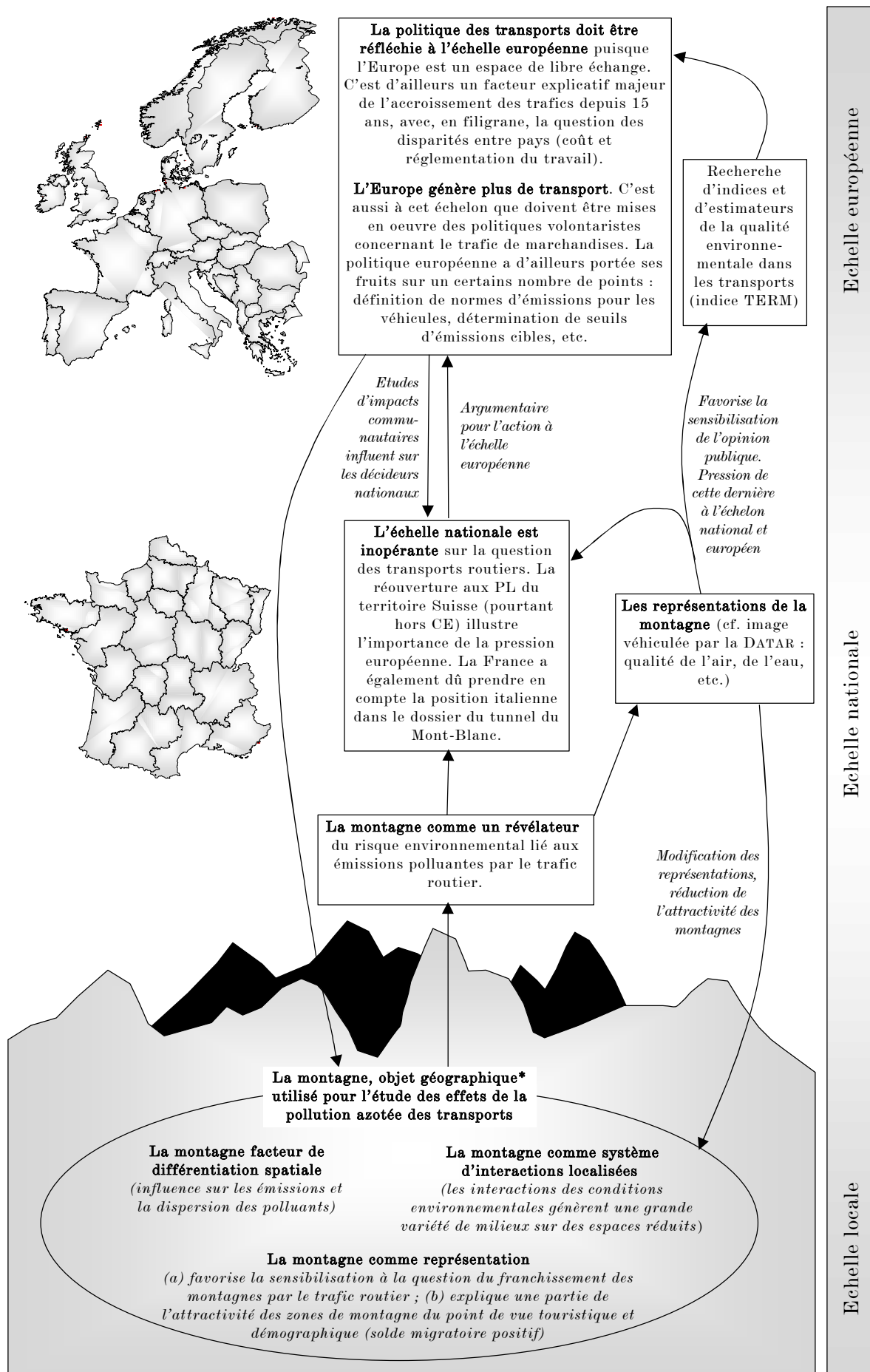
³¹⁰ Cette diversité des conflits a fait l'objet de la thèse de Bruno CHARLIER « *La défense de l'environnement : entre espace et territoire. Géographie des conflits environnementaux déclenchés en France depuis 1974* » [1999].

doute, mais rien n'est moins sûr car les rapports entre citoyens et thèmes environnementaux (la question de l'automobile en particulier) sont ambigus. Tant qu'il s'agit de développer des idées nobles et généreuses à l'échelle de la planète, le consensus environnemental est fort. Par contre, dès que les propositions écologistes touchent aux intérêts financiers ou aux modes de vie auxquels sont attachés les citoyens, le soutien disparaît. Les Verts en France en ont fait l'expérience³¹¹ [SUBRA, 2001, p. 159]. On pourrait alors invoquer la spécificité française dans le contexte européen³¹², analysée par KALAORA [1998, p. 103] dans un chapitre sobrement intitulé : « L'environnement en France, un territoire sans qualité ou la passion de l'indifférence ». En fait, s'il existe une différence entre les pays, il ne faut pas l'exagérer et il semble surtout qu'il soit encore trop tôt pour remettre en cause certains choix de vie. Les *Grünen* en Allemagne ont également vu leur côte s'effondrer dans les sondages dès l'annonce d'une forte hausse du prix des carburants [SUBRA, 2001, p. 160].

Figure 51 : Emboîtement d'échelle des questions relatives aux incidences environnementales des transports routiers en montagne →

³¹¹ Les ambitions des Verts en matière d'augmentation des taxes sur le gazole et de politique des transports en général ont été stoppées nettes par le conflit des routiers en septembre 2000, ces derniers ayant bénéficié du soutien sans faille de l'opinion publique [SUBRA, 2001, pp. 159].

³¹² Observateur impliqué, KALAORA a pu mesurer la relative indifférence, le scepticisme de la population française aux problèmes d'environnement. Les enquêtes montrent un décalage entre les opinions plutôt favorables à la prise en compte de l'environnement et les actions et comportements. L'auteur note l'existence d'un fossé entre, d'une part, un consensus sur la réalité des problèmes et, d'autre part, les pratiques sociales qui en font peu de cas. Un sentiment d'innocence face aux problèmes de dégradation coexiste avec une forte inquiétude, mais chacun dénie sa responsabilité propre. Les pollueurs, ce sont de toute manière toujours les autres, et la notion de responsabilité commune, partagée, est peu courante [KALAORA, 1998, p. 103]. L'auteur explique cette culture de la distanciation par opposition à la participation, cette gestion administrative plutôt que participative par les spécificités de l'invention institutionnelle de l'environnement et l'histoire des sensibilités. « *Pensé par des scientifiques et des technocrates éclairés de l'aménagement du territoire qui ont œuvré au sein de la prestigieuse DATAR lors des Trente Glorieuses, l'environnement s'inscrit d'abord dans une logique de rationalisation administrative et non dans une logique de participation et de communication écologique* » [KALAORA, 1998, p. 105]. La « *stylistique particulière de l'esprit français* » vis-à-vis de son environnement est étudiée à travers les relations de François MITTERRAND, chef de l'Etat en France de 1981 à 1995 à ce dernier. Cette stylistique particulière est symbolisée par « *une contradiction entre investissement affectif pour la nature et désintérêt pour l'environnement* ». Cette indifférence institutionnelle n'a vraisemblablement pas aidé la France à développer une véritable politique environnementale avant la fin des années 1980.

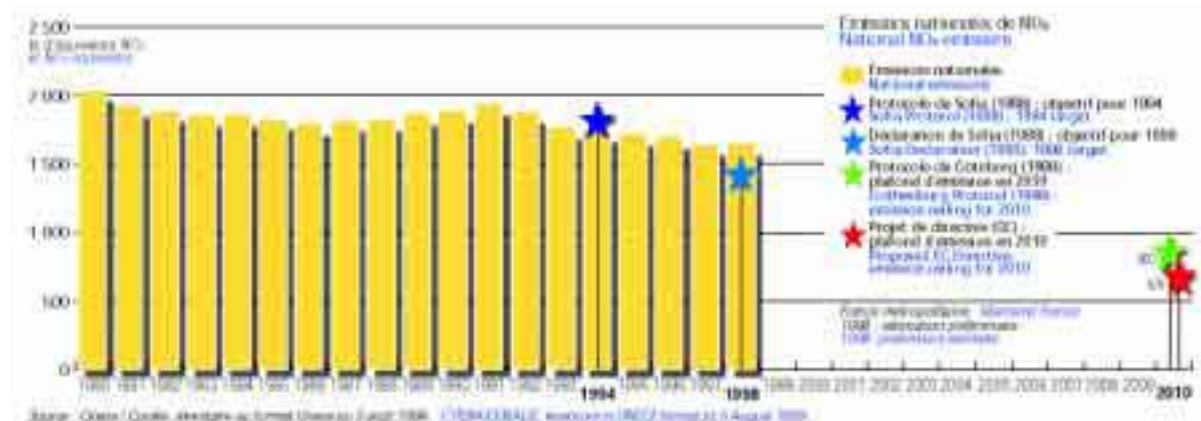


* Les différents statuts de la notion de montagne utilisés dans ce travail et en géographie en général sont adaptés de DEBARBIEUX [2001a, pp. 29-34].

4 *La conciliation des intérêts environnementaux et socio-économiques est-elle possible dans le domaine des transports ?*

L'efficacité dans le domaine des transports a progressé. Les efforts européens portent leurs fruits puisque la décorrélation entre trafic routier et émissions a eu lieu au début des années 1990 [AEE, 2002, p. 7]. Grâce aux améliorations technologiques apportées aux véhicules (voitures particulières surtout³¹³), les émissions ne sont plus proportionnelles au trafic. Et, d'une manière générale, la situation en terme de qualité de l'air s'améliore, mais « *les baisses moyennes d'émission des polluants mesurés ne doivent pas cacher certaines situations locales qui peuvent rester préoccupantes (zones à forte densité de circulation, zones à proximité d'industries, zones propices à la stagnation d'air) et poser de vrais problèmes de santé aux personnes concernées* » [BERNARD, 2001, p. 67].

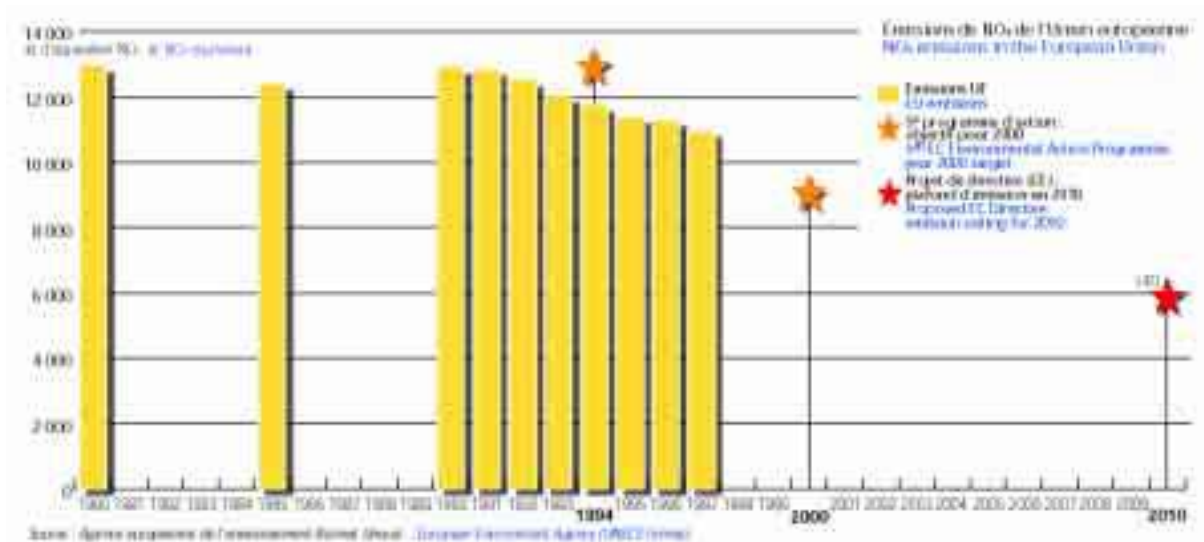
En même temps, sur la question spécifique des NO_x, les observateurs doutent de plus en plus que les objectifs de réduction des NO_x puissent être atteints. Depuis 1994, on a observé une baisse de la part des transports dans les émissions de NO_x (cf. Graphique 2 : Emissions de NO_x en France et contribution des transports routiers [Citepa, 2002, p. 6], p. 81) mais cette réduction s'est stabilisée depuis 1997 [CITEPA, 2002, p. 6]. Du coup, il semble que « *pour atteindre les objectifs de 2010 fixés dans le cadre du protocole de Göteborg et ceux définis dans la directive européenne sur les plafonds d'émissions nationaux, des réductions plus accentuées devront être réalisées au travers de mesures additionnelles [aux améliorations induites par les progrès technologiques]* » [CITEPA, 2002, p. 6].



Graphique 27 : Emissions françaises de NO_x et valeurs cibles à atteindre [IFEN, 2000, p. 91]

³¹³ Même s'il est important de préciser que « *l'efficacité énergétique dans le secteur du transport de voyageurs s'est légèrement accrue, suite aux progrès de la technologie, l'efficacité énergétique dans le secteur du transport de fret ne s'est pas améliorée* » [AEE, 2002, p. 8].

Pour l'IFEN, le plafond que la France s'est engagée à respecter dans le cadre du protocole de Göteborg (860 kt en 2010) pourrait être atteint en tenant compte des prévisions énergétiques nationales et de la réglementation en vigueur (en s'appuyant surtout sur les réductions d'émissions dans le secteur industriel). En revanche, le plafond proposé par le projet de directive (679 kt) nécessiterait des efforts supplémentaires de réduction [IFEN, 2000, p. 91].



Graphique 28 : Emissions de NO_x de l'Union européenne et valeurs cibles à atteindre [IFEN, 2000, p. 92]

Dans l'Union européenne, les émissions de NO_x ont été réduites de 15 % en 1997 par rapport à 1990, réductions que l'on peut attribuer principalement à l'introduction des pots catalytiques. Par contre, le second objectif du 5^{ème} programme d'action, visant une réduction de 30 % entre 1990 et 2000, semble difficile à réaliser en raison de l'augmentation du trafic routier et du faible taux de renouvellement du parc automobile [IFEN, 2000, p. 92].

Le récent rapport BOITEUX [2001] convient également, en se basant sur les projections par polluants proposées par le ministère de l'Équipement jusqu'en 2020, que « dans un proche avenir les émissions de particules pourront être pratiquement éliminées par des filtres, alors que les réductions d'émissions des NO_x seront sans doute moins affirmées » [BOITEUX, 2001, p. 135].

Ainsi, les progrès importants réalisés en terme de réduction des émissions ont surtout été le fait du secteur industriel. Dans les transports, les améliorations techniques importantes apportées aux véhicules (surtout aux VP) sont compensées par l'accroissement du nombre de véhicules. Aucune révolution technologique n'est prévue pour l'automobile « grand public » dans les années à venir [BONNAFOUS, 1999, p. 55]. Pour GUEROLD [2002, p. 23]

en effet, « *s'il semble relativement aisé de maîtriser les émissions de SO₂, (tout du moins dans de nombreux pays occidentaux), il est beaucoup plus difficile de contrôler celles de NO_x, ne serait-ce qu'en raison de l'accroissement constant du parc automobile mondial* ».

D'autres éléments poussent à relativiser l'optimisme de certains qui voient dans les progrès techniques réduisant les émissions unitaires des véhicules la fin des problèmes de pollution atmosphérique automobile. SCHMID & al. [2001] font état des mesures réelles d'émissions réalisées dans un tunnel routier autrichien à 10 ans d'intervalle (1988 et 1997). Malgré les importantes réductions des émissions unitaires qui ont eu lieu entre ces deux dates (normes européennes de plus en plus sévères), les taux d'émissions réels mesurés ne sont pas tous en baisse : « *Significant changes in the emission levels of hydrocarbons and CO, which accounted 1997 to only 10% of the levels in 1988, were noticed. However, the decrease of PM has been modest leading to values of 80 and 60% of the levels in 1988 on the workday and on Sunday, respectively. Emission rates of NO_x determined on the workday in 1997 were 3130 mg vehicle⁻¹ km⁻¹ and even higher than in 1988 (2630 mg vehicle⁻¹ km⁻¹), presumably due to the increase of the heavy-duty traffic* » [SCHMID & al., 2001, p. 3585]. Ainsi, concernant les oxydes d'azote, les réductions des émissions unitaires ne se répercutent pas toujours dans les émissions réelles (localement, il arrive que l'accroissement du trafic soit supérieur aux bénéfices technologiques). C'est également les conclusions du rapport d'expertise « Les réductions d'émissions pressenties en Ile-de-France permettront-elles, aux horizons 2005 et 2010, le respect des valeurs de référence de qualité de l'air pour le dioxyde d'azote ? » établi dans le cadre de l'élaboration du PRQA d'Ile-de-France. Les conclusions d'AIRPARIF et al. [2000, p. 26] sont que « *pour que les valeurs de référence puissent être respectées sur les stations de proximité, il faudrait des efforts colossaux de réduction des concentrations de NO_x. Les réductions nécessaires pour atteindre les valeurs de références sont ainsi estimées à 70-80% (pour l'objectif 2010), à 50-70% (pour l'objectif 2005) et 40-70% (pour l'objectif actuel)* ». En situation de fond, la situation est moins mauvaise : les réductions nécessaires pour atteindre les valeurs de références sont estimées à 50-60% (pour l'objectif 2010), à 30-35% (pour l'objectif 2005) et 20-30% (pour l'objectif actuel) [AIRPARIF et al., 2000, p. 24]. Une étude de l'ASPA aboutie au même type de conclusion mitigé à propos de « l'influence sur la pollution atmosphérique de la mise à trois voies de l'autoroute A36 à Mulhouse [ASPA, n.d., p. 20]. Pourtant, il est annoncé que la mise en œuvre des normes Euro3, Euro4 et Euro5 amplifie considérablement les diminutions d'émissions dès 2005 : les émissions d'oxydes d'azote et de particules des PL diminuent respectivement de 62% et 91% entre 1990 et 2020 [BOITEUX, 2001, p. 298].

Ainsi, tous ces éléments font qu'il est donc sans doute un peu tôt pour miser sur la fin de la pollution routière par les oxydes d'azote et ses produits dérivés, en particulier en zone rurale puisque les progrès sont plus importants en ville et pour les véhicules particuliers. Sur route et autoroute, la circulation croît plus et notamment en PL [BOITEUX, 2001, p. 298].

Notre travail montre que les dépôts de composés oxy-azotés liés aux émissions de NO_x du trafic routier sont importants et génèrent des risques de modifications environnementales. Les infrastructures de transport couvrent 1,2% du territoire de l'Union Européenne [AEE, 2000, p. 13], et 3,1 % pour la France, selon l'enquête TERUTI 2000 (routes et parkings³¹⁴) [IFEN, 2002, p. 11]. Ces chiffres permettent d'envisager l'importance de ce phénomène : l'eutrophisation et l'acidification dans les écosystèmes voisins des routes en liaison avec les émissions du trafic n'est pas anecdotique. C'est un véritable problème environnemental puisque, par exemple, « *dans les forêts de l'étage collinéen en France, le degré d'acidité des sols est le premier facteur de discrimination des niches écologiques entre espèces herbacées forestières* » [DUPOUEY & al., 1993, p. 387]. De plus, il apparaît aujourd'hui que l'importance des NO_x dans ces processus a été sous-estimée : « *il est récemment apparu que le rôle de certains facteurs concourant à l'acidification des écosystèmes avait été sous-estimé. Ainsi, il semble de plus en plus évident qu'en raison du cycle complexe de N, les dépôts azotés aient été considérés comme ayant un rôle mineur comparativement aux SO₂* » [GUEROLD, 2002, p. 23].

D'un point de vue social, le caractère de moins en moins supportable des nuisances s'explique par le fait que (a) les transports et la pollution qu'ils génèrent ont une mauvaise image, ce qui n'était pas le cas avant. La raison essentielle de ce changement « *est d'ordre idéologique et politique, et non matériel. Il s'agit du développement de l'écologie à la fois comme corpus de savoirs scientifiques, comme ensemble de représentations et comme courant politique. Si les nuisances automobiles sont moins bien supportées, c'est d'abord parce qu'elles sont davantage perçues comme des nuisances qu'elles ne l'étaient auparavant* » [SUBRA, 2001, p. 165] ; les nuisances sont également moins bien supportées parce que (b) le trafic PL s'intensifie plus vite, en relation avec les flux internationaux. Or, ce trafic de transit est d'autant plus mal supporté qu'il a peu d'impact économique direct sur les espaces qu'il traverse. Seuls, 32% des PL qui transitent en France font le plein de gazole

³¹⁴ Selon l'enquête TERUTI 2000 rapportée en pourcentage, les superficies de routes et parkings couvrent 16 830 km², soit 3,1% du territoire français (hors zones interdites d'accès, soit 547 940 km² du territoire). La variation relative pour ce poste d'occupation des sols est de +9,6% entre 1992 et 2000 [IFEN, 2002, p. 11].

sur le territoire Français [HOUEE, 2000, p. 5]. TRICOT [2002, p. 3] note que la contestation des projets, l'inquiétude face aux risques ont fortement augmenté et traduisent la demande d'une internalisation des impacts sur l'environnement des actions humaines.

En même temps que les nuisances sont de moins en moins tolérées, que l'inquiétude augmente, que la nécessité de mieux prendre en compte l'environnement est revendiquée, la population est de plus en plus mobile (au quotidien et pour les loisirs), le nombre de voiture par foyer augmente, le développement économique et le niveau de vie s'accroissent (spécialisation des production, « mondialisation » de l'économie). On touche ici du doigt la profonde contradiction que soulève la volonté d'un développement durable en général, et en particulier dans le domaine des transports que nous avons représentée dans la Figure 52.

La grande majorité d'entre nous adhère à ce concept de développement durable mais n'a fait pour autant le deuil des idées des idées de développement exponentiel que nécessiterait la mise en œuvre d'un développement réellement durable. « *En tant que société occidentale industrialisée, les principaux obstacles que nous avons à surmonter concernent la remise en cause de notre adhésion au paradigme de la croissance exponentielle sur les plans suivants : le primat de l'économique, la foi dans la technologie, la définition du rôle de l'Etat, la domination de la nature, et l'extension de notre mode de vie à l'ensemble de la planète* » [WAAUB, 1991, p. 68]. Or, tant que nous n'aurons pas atteint les limites du développement économique tel que nous l'avons toujours envisagé, nous ne renoncerons pas aux sirènes du « progrès ». La Figure 52 illustre donc cette situation de deux visions qui s'affrontent. Comme nous sommes encore loin d'être passés dans le paradigme du développement durable, il est donc nécessaire de faire preuve de pragmatisme. Puisque notre société réfléchit et fonctionne toujours en terme de développement exponentiel et ce d'autant plus qu'on passe du général au particulier³¹⁵, la prise en compte de l'environnement dans les prises de décisions doit s'adapter (dans un premier temps) à ce mode de fonctionnement, c'est-à-dire la monétarisation des impacts environnementaux.

³¹⁵ L'Europe n'est pas les Etats-Unis mais les décisions récentes (printemps 2002) de l'administration Bush, qui s'est illustrée par son manque de vision à long terme et l'influence des lobbies industriels, rappellent le poids du politique dans la mise en œuvre ou l'arrêt des actions en faveur de l'environnement. Par un vote en date du 13 mars 2002, le Sénat a rejeté une tentative d'améliorer l'efficacité énergétique des voitures et camionnettes de 50% sur 13 ans. A cette mesure, proposée par les sénateurs Levin (démocrate) et Bond (républicain) sous la forme d'un amendement à un projet de loi visant à réduire la dépendance des Etats-Unis vis-à-vis du pétrole du Moyen-Orient, le Sénat a préféré donner la possibilité à l'administration Bush d'établir ses propres normes, dans un délai de deux ans. Cet échec est la conséquence d'un gros effort de lobbying de la part des constructeurs qui estiment que des mesures imposées d'efficacité énergétique aboutiraient à des pertes d'emplois, diminueraient le choix du consommateur et conduiraient à mettre sur le marché des véhicules plus légers, donc moins sûrs, ou encore à favoriser les modèles importés d'Europe [LANCASTER, 2002, p.A05].

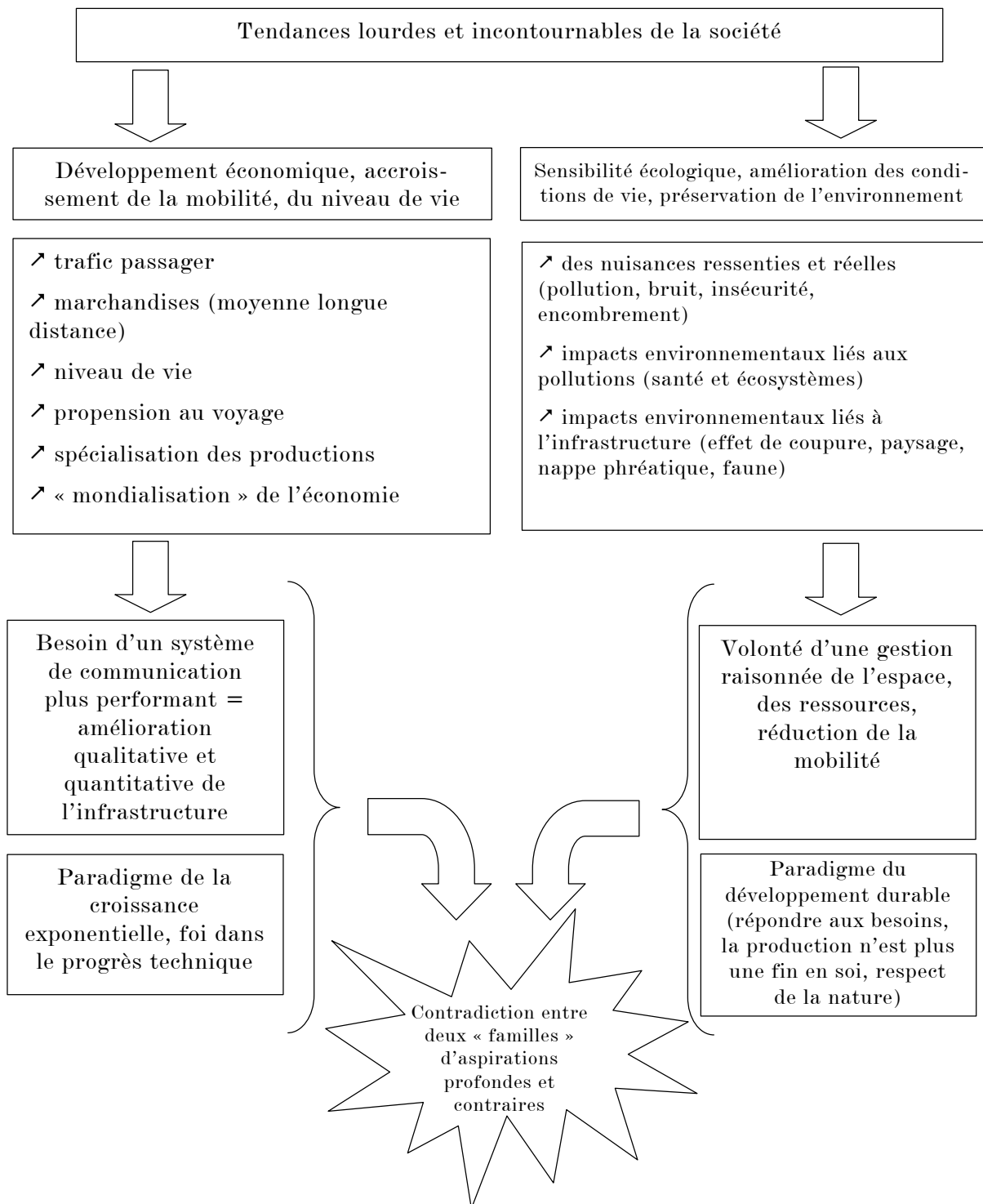
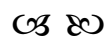


Figure 52 : Représentation des grands éléments en contradiction pour une durabilité des transports [inspirée de WAAUB, 1991, p. 50-66 ; BONNAFOUS, 1999, p. 155-156]

Pour les transports, le dernier rapport relatif à l'estimation des coûts dans le secteur des transports (Rapport Boiteux, 2001) prend en compte les risques liés à l'effet de serre, la valeur du temps, la congestion urbaine, l'occupation de l'espace, l'effet sur les paysages, le

bruit, la valeur de la vie humaine. Un chapitre est consacré à « la prise en compte de la pollution atmosphérique liée aux transports ». Il aborde exclusivement les impacts sanitaires [BOITEUX, 2001]. Certes, la prise en compte de ces coûts et impacts externes passant par la monétarisation est critiquable et imparfaite mais elle apparaît comme la seule voie réaliste tant que nous ne serons pas réellement passés dans le paradigme du développement durable. A l'heure actuelle, la pollution atmosphérique générée par le trafic n'est prise en compte qu'à travers ses effets sur la santé humaine. Les impacts environnementaux sont cités (« pluie acide, ozone ») [BOITEUX, 2001, p. 107], mais non pris en compte (« *le groupe de travail a limité son champ d'investigation à la seule pollution émise par les transports et, principalement, à l'impact de celle-ci sur la santé* » [BOITEUX, 2001, p. 107]).

Notre travail contribue à l'émergence d'une littérature plus fournie sur la question. C'est l'accumulation de références qui favorisera l'intégration progressive de cette thématique des transports trop peu prise en compte. « *L'apport de la recherche est indispensable à l'élaboration des politiques publiques dans le domaine de la qualité de l'air, notamment en approfondissant les connaissances sur les sources d'émission des polluants, sur leur interaction chimique et leurs effets sur la santé et l'environnement* » [BERNARD, 2001, p. 94]. Il est en effet essentiel que les éléments de connaissance montrant l'ampleur des risques environnementaux liés au trafic routier en montagne conduisent à une prise de conscience. Cette prise de conscience doit se traduire dans le développement d'une pédagogie du développement durable et dans des choix politiques adaptés.



P o s t f a c e

Cette thèse est l'aboutissement de cinq années de travail. Pourtant, elle ne constitue qu'une ébauche de la recherche que j'aurais aimé proposer. Je n'ai pas pu développer convenablement l'intégration des facteurs socio-économiques et politiques ainsi que la véritable approche multi-scalaire qui aurait permis d'exploiter le potentiel de l'approche géographique sur les questions de risques. Dans cette étude, c'est avant tout la dimension spatiale du risque environnemental qui a été développée à travers l'intégration de données issues du terrain et de disciplines connexes. Pour autant, je me suis gardée – du moins me semble-t-il – de céder aux « *sirènes géografuges des sciences connexes* » décrites par BAVOUX [2002, p. 203]. J'aurais souhaité que cette thèse mêle davantage les approches qualitative et quantitative, que les rapports riches et complexes qui lient le risque et le territoire soient plus approfondis puisque « *la géographie est la discipline la mieux placée pour promouvoir une vision « chevelue » du territoire, c'est-à-dire qui tienne compte de ses caractéristiques composites, hétérogènes* » [NOVEMBER, 2000, p. 306-307].

Enfin, l'une des principales difficultés à laquelle je me suis heurtée a été de fixer les limites de l'explication géographique et d'éviter le piège des chaînes d'explications « *qui, de degré en degré, sont de plus en plus « éloignées » [du centre de l'objet] et le long desquelles le chercheur subit, consciemment ou non, un gradient de diminution progressive de la « géographicit   en empruntant de manière croissante [...] des apports cognitifs et méthodologiques de sciences contiguës* » [BAVOUX, 2002, p. 203]. Même au terme de ce travail il m'apparaît toujours aussi délicat de déterminer où, précisément, le long de ces « chaînes d'explications », il aurait été souhaitable de s'arrêter. Ainsi, l'amélioration des imperfections appelle d'autres travaux, que j'espère avoir l'occasion de mener.

B i b l i o g r a p h i e

- ACADEMIE DES SCIENCES, 1993. *Ozone et propriétés oxydantes de la troposphère : essai d'évaluation scientifique*. Rapport n°30. Paris : Tec & Doc Lavoisier. 398 p. ISBN 2-7430-000-07
- ACADEMIE DES SCIENCES, 1996. *Pollution atmosphérique due au transport : les effets sur la santé et l'évolution technologique*. Paris : Ellipses. 398 p.
- ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie), 2001. *Le savoir-faire français en matière de surveillance de la qualité de l'air ambiant*. Paris : ADEME Editions. 127 p.
- AEE (Agence Européenne pour l'Environnement), 1999. *Environment in the European Union at the turn of the century*. Copenhague : Communauté européenne. 446 p.
- AEE (Agence Européenne pour l'Environnement), 2000. *Est-ce la bonne route ? Indicateurs d'intégration transport et environnement dans l'UE. TERM 2000 : document de synthèse*. Copenhague : Communauté européenne. 31 p.
- AEE (Agence Européenne pour l'Environnement), 2001. *Road freight transport and the environment in mountainous areas. Case studies in the Alpine region and the Pyrenees*. Technical report 68. Copenhague : Communauté européenne. 66 p.
- AEE (Agence Européenne pour l'Environnement), 2002. *Signaux environnementaux 2002 : mesurer et comparer le millénaire*. Copenhague : Communauté européenne. 26 p. ISBN 92-9167-449-4
- AIRLOR (Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Lorraine) et BOURDET, S., 1999. *Campagnes de mesures de la qualité de l'air autour de la RN66 de Rupt-sur-Moselle au Col de Bussang : été-hiver 1998*. 99/02/NO2RN66. Vandoeuvre : AIRLOR (Association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Lorraine). 36 p. [Rapport interne]
- AIRMARAIX (Association pour la surveillance de la qualité de l'air de l'Est des Bouches-du-Rhône, du Var et du Vaucluse), 1998. *Etude de la distribution du dioxyde d'azote en Avignon au moyen d'échantillonneurs passifs : été-hiver 1997*. Marseille : AIRMARAIX. 43 p. [Rapport interne]
- AIRPARIF, VAUTARD Robert et BEEKMANN Matthias, 2000. *Les réductions d'émissions pressenties en Ile-de-France permettront-elles, aux horizons 2005 et 2010, le respect des valeurs de référence de qualité de l'air pour le dioxyde d'azote ?*. Convention n°99-237-001. Paris : AIRPARIF. 48 p.
- ANDERSEN Helle Vibeke et HOVMAND Mads F., 1999. Review of dry deposition measurements of ammonia and nitric acid to forest. *Forest Ecology and Management*, vol. 114 : 5-18.
- APESA (Association Pôle Environnement Sud Aquitain) et SUBELZU David, 2001. La pollution atmosphérique générée par les transports. In : *L'air que nous respirons, l'air qui nous protège : les défis du XXIème siècle : Pau, 6-9 mars 2001, Les entretiens de l'Environnement...* éd. par Benoît DE GUILLEBON. Pau : APESA. p. 37-53
- ARNAUD Michel et EMERY Xavier, 2000. *Estimation et interpolation spatiale : méthodes déterministes et méthodes géostatistiques*. Paris : Hermès Science Publications. 221 p. ISBN 2-7462-0138-0

- ASMAN, Willem A.H., 1994. Emission and deposition of ammonia and ammonium. In : *The Terrestrial Nitrogen Cycle as Influenced by Man : Leopoldina-Symposium*. Nova Acta Leopoldina : N.F., 70 : Halle (Saale), Allemagne, 29 septembre - 1er octobre 1993 éd. par Hans MOHR et Klaus MÜNTZ. 263-297 p.
- ASPA (Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace), n.d. *Modélisation de l'influence sur la pollution atmosphérique de la mise à trois voies de l'autoroute A36 à Mulhouse*. Strasbourg : ASPA. 26 p.
- ASPA (Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace), 2002. *Site de l'association pour la surveillance et l'étude de la pollution atmosphérique en Alsace*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.atmo-alsace.net>> [consultation : 07/2001]
- ATKINS D.H.F., 1990. Principes, validation et mise en oeuvre des tubes d'échantillonnage passif à diffusion. In : *A survey of nitrogen dioxide*. Paris : Environment Institute : European Reference Laboratory of Air Pollution. 37-47 p.
- ATKINS Peter et JONES Loretta, 1998. *Chimie. Molécules, matière, métamorphoses*. Paris : De Boeck Université. 1018 p. ISBN 2-7445-0028-3
- AURAY Jean-Paul, BAILLY Antoine, DERYCKE Pierre-Henri et HURIOT Jean-Marie (dir.), 1994. *Encyclopédie d'économie spatiale : Concepts - Comportements - Organisations*. Paris : Economica. 427 p. ISBN 2-7178-2655-6
- AUTOACTUALITE, 1998. La climatisation s'impose. In : *Autoactualité* n°6 /Juillet 1998.
- BAILLARGEON Gérald, 1989. *Probabilités, statistique et techniques de régression*. Trois-Rivières, Québec, Canada : Les Editions SMG Sciences-Mathématiques-Gestion. 634 p. ISBN 2-89094-035-7
- BAILLY Antoine, 1994. Les représentations de l'espace. In : *Encyclopédie d'économie spatiale. Concepts - comportements - organisations*. éd. par Jean-Paul AURAY, Antoine BAILLY, Pierre-Henri DERYCKE [et al.]. Paris : Economica. p. 13-18.
- BAILLY Antoine, 1995. Les représentations en géographie. In : *Encyclopédie de Géographie* éd. par d'Antoine BAILLY ; Robert FERRAS et Denise PUMAIN. Paris : Economica. p. 369-381.
- BAILLY Antoine, 1996. *Risques naturels, risques de sociétés*. (Présentation faite au Festival international de géographie sur le thème "Risques naturels, risques de sociétés", Saint-Dié-des-Vosges, 6-8 octobre 1995). Paris : Economica. 103 p. ISBN 2-7178-3119-3
- BAILLY Antoine, 1998. *Les concepts de la géographie humaine*. Paris : Armand Colin. 333 p. ISBN 2-200-217404
- BAILLY Antoine, FERRAS Robert et PUMAIN Denise (dir.), 1995. *Encyclopédie de Géographie*. Paris : Economica. 1167 p. ISBN 2-7178-2899-0
- BAVOUX, Jean-Jacques, 2002. Il faut savoir terminer une explication géographique. In : *Géopoint 2000, L'explication en géographie*. éd. par Groupe DUPONT. Avignon : Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse. p. 202-207.
- BAVOUX Jean-Jacques (dir.), 1998. *Introduction à l'analyse spatiale*. Paris : Armand Colin. 95 p. ISBN 2-200-21771-4
- BEGUIN Hubert, 1979. *Méthodes d'analyse géographique quantitative*. Paris : Litec - Droit. Librairies Techniques. 252 p. ISBN 2-7111-0193-2
- BELL S. et ASHENDEN T.W., 1997. Spatial and temporal variation in nitrogen dioxide pollution adjacent to rural roads. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 95 : 87-98.
- BELTRANDO Gérard et CHEMERY Laure, 1995. *Dictionnaire du climat*. Paris : Larousse. 344 p. ISBN 2-03-720233-4
- BERNARD Jean-Félix, 2001. *L'évaluation de la mise en oeuvre de la Loi sur l'aire et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996*. [S. l.] : Conseil National de l'Air. 95 p.

- BESSE Jean-Marc, 1994. L'analyse spatiale et le concept d'espace : une approche philosophique. In : *Encyclopédie d'économie spatiale. Concepts - comportements - organisations*. éd. par Jean-Paul AURAY, Antoine BAILLY, Pierre-Henri DERYCKE et Jean-Marie HURIOT. Paris : Economica. p. 3-11
- BESSE Philippe, 2001. *Pratique de la modélisation statistique*. Publications du Laboratoire de Statistique et Probabilité. Laboratoire de Statistique et Probabilité UMR CNRS C5583 - Université Paul Sabatier - Toulouse III, Toulouse, 81 p.
- BESSON Lilianne, DURVILLE Jean-Louis, GARRY Gérald [et al], 1999. *Plans de préventions des risques naturels (PPR) - Risques de mouvements de terrain. Guide méthodologique*. Paris : La Documentation française. 71 p. ISBN 2-11-004354-7
- BEY Isabelle, 1997. *Contribution des processus nocturnes à la chimie troposphérique : modélisation des flux de radicaux et transformation des précurseurs d'ozone (COV, NOx)*. Chimie de la Pollution Atmosphérique. Thèse : Université de Paris 12 - Val de Marne, 253 p.
- BIBLIOROM LAROUSSE, 1996. *Dictionnaire*. [Cédérom]. Version Office 1.0 © 1996 Microsoft Corporation et Liris Interactive.
- BIRRAUX Claude, 1995. *Sources d'énergie non polluantes pour les transports collectifs*. 135 p. [rapport du député]
- BOBBINK Roland, 1998. Impacts of trophospheric ozone and airborne nitogenous pollutants on natural and semi-natural ecosystems : a commentary. In : *Major biological issues resulting from anthropogenic disturbance of the nitrogen cycle - Third New Phytologist Symposium*. éd. par Terry MANSFIELD ; Keith GOULDING et Lucy SHEPPARD. [S. l.] : Cambridge Universty press. p. 161-168. ISBN : 0-521-64426-7
- BOITEUX Marcel, 2001. *Transports : choix des investissements et coût des nuisances*. Paris : Commissariat Général du Plan. 325 p.
- BONNAFOUS Alain, 1996. *Transports : le prix d'une stratégie : rapport de l'Atelier "Orientation stratégiques de la politique des transports"*. [en ligne]. Commissariat au Plan. Disponible sur : <<http://www.plan.gouv.fr/publications/N13.html>> [consultation : 04/2000]
- BONNAFOUS Alain, 1998. *Présentation du rapport de l'atelier : "Les orientations stratégiques de la politique des transports et leurs implications à moyen terme"*. [en ligne]. Commissariat au Plan. Disponible sur : <<http://www.plan.gouv.fr/publications/resumebonnafous.htm>> [consultation : 04/2000]
- BONNAFOUS Alain, BRUN Gérard et NICOLAS Jean-Pierre, 1999. *Les transports et l'environnement. Vers un nouvel équilibre*. Rapport du groupe de travail du Conseil National des Transports. Paris : La Documentation française. 175 p. ISBN 2-11-0042258-3
- BONNEAU M., DAMBRINE Etienne, ASCHAN C. et NOURRISSON G., 1992. Apport de pollution et de nutriments aux peuplements forestiers par l'atmosphère : intensité et variations dans le Massif vosgien. *Le Courrier l'Environnement de l'INRA*, vol. Avril 1992 (16). [s.p.].
- BONTE Jacques, 1986. Les composés fluorés atmosphériques et la fructification des arbres fruitiers. *Phytoma défense des cultures*, vol. 376 : 14-17.
- BORD Jean-Paul, 2002. La carte thématique et l'explication en géographie. In : *Géopoint 2000, L'explication en géographie*. éd. par : Groupe DUPONT. Avignon : Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse. p. 125-128
- BOULLARD Bernard, 1988. *Dictionnaire de botanique*. Paris : Edition Marketing. Ellipses. 398 p. ISBN 2-7298-8845-4
- BOUTHIER Alain et CASTILLON P., 2001. La toxicité aluminique : risque majeur lié à l'acidité dans les sols agricoles. In : *L'acidification des sols : origine, approche, enjeux et maîtrise : AFES-INRA, Versailles, 4 et 5 avril 2001*. éd. par AFES (Association Française pour l'Etude des Sols) et INRA (Institut National de la Recherche Agronomique). 58 p.

- BRENOT Jean et MASSUELLE Marie-Hélène, 2001. *L'environnement, question sociale - Dix ans de recherches pour le ministère de l'Environnement*. Ouvrage collectif. Paris : Odile Jacob. 305 p. ISBN 2-7381-1048-7
- BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), 1996. *Carte géologique de la France au millionième*. 6ème édition. BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), Service Géologique National, Orléans, 1/1 000 000ème.
- BUREAU DES RESSOURCES GENETIQUES, 2002. *Betisoak*. [en ligne]. Disponible sur : <http://www.brg.prd.fr/brg/pages/rga/bovins/51_pag> [consultation : 08/2002]
- CABIDOCHÉ Yves-Marie, 1979. *Contribution à l'étude des sols de haute-montagne - Analyse des relations sols-milieu dans les Pyrénées Occidentales cristallines et calcaires*. Thèse : Agronomie - Option Pédologie : Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 152 p. + illustrations et croquis.
- CACHAN Pierre et MANGENOT Georges, 1997. *Symbiose*. [Cédérom]. Encyclopaedia Universalis.
- CALPINI B., 1999. Pollution de l'air : méthodes de mesure et impact sur notre environnement. *Analysis*, vol. 27 (4) : 293-301.
- CAMPY Michel et MACAIRE Jean-Jacques, 1989. *Géologie des formations superficielles : Géodynamique, faciès, utilisation*. Paris : Masson. 433 p. ISBN 2-225-81426-0
- CANTEGREL Renaud, 1982. *Essai de discrimination de deux populations pyrénéennes de Pins à Crochets (Pinus Unicata) Anie et Néouvielle. Approche biologique et biochimique. Conséquences pour la sylviculture des pineraies sauvages*. Thèse : Université de Pau et des Pays de l'Adour. 237 p.
- CARRERE Jean-Louis, 1999. L'Europe du Sud-Ouest : de nouveaux besoins en matière de transport. Introduction. In : *Colloque Européen "Inscrire l'Europe de Sud-Ouest dans les réseaux transeuropéens de transport dès l'an 2000" : Toulouse, 2-3 décembre 1999*. éd. par : Conseil Régional Midi-Pyrénées. 208 p.
- CASSE-CASTELLS Marie-Claude, 2001. Comment aborder la question montagnarde aujourd'hui dans les pays industrialisés d'Europe occidentale ? In : *Les montagnes, discours et enjeux géographiques*. éd. par Yvette VEYRET. Paris : SEDES. p. 125-134.
- CASTERAS M., 1970. *Oloron-Ste-Marie, Carte géologique au 1/ 50 000 (+ notice)*. Feuille XV-46. BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières). Orléans : Direction du Service géologique et des laboratoires. 1/50 000ème.
- CASTERAS M., MIROUSE R. et SOUQUET P., 1966. *Urdsos, Carte géologique de la France au 1/80 000° (+ notice)*. n°250. Paris : Ministère de l'Industrie : Service de la carte géologique. 1/80 000ème.
- CAZE Georges et KNAFOU Rémy, 1995. Le tourisme. In : *Encyclopédie de Géographie*. éd. par Antoine BAILLY, Robert FERRAS et Denise PUMAIN. Paris : Economica. p. 827-844.
- CCFA (Comité des Constructeurs Français d'Automobile), 2000. *Analyse et statistiques - L'industrie automobile française*. 70 p.
- CCFA (Comité des Constructeurs Français d'Automobile), 2001a. *Parc détenu par les ménages*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.ccfa.fr/fu2.htm>> [consultation : 07/2001]
- CCFA (Comité des Constructeurs Français d'Automobile), 2001b. *Parc automobile au 01/01/2001*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.ccfa.fr/fu4.htm>> [consultation : 07/2001]
- CCFA (Comité des Constructeurs Français d'Automobile), 2001c. *Déplacements des ménages*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.ccfa.fr/fu5.htm>> [consultation : 07/2001]
- CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies), 2001a. *Surveillance de l'état des forêts en Europe - Rapport récapitulatif du Centre de coordination du Programme international concerté d'évaluation et de surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts*. EB.AIR/WG.1/2001/6, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance. Genève : CEE-NU Conseil Economique et Social. 19 p.

- CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies), 2001b. *Atelier sur les critères chimiques et les limites critiques - Rapport succinct établi par les organisateurs*. EB.AIR/WG.1/2001/13, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance. Genève : CEE-NU Conseil Economique et Social. 19 p.
- CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies), 2001c. *Evaluation des tendances des concentrations et du ruissellement de l'azote sur les sites du PIC-Eaux (Europe et Amérique du Nord)*. EB.AIR/WG.1/2001/7, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance. Genève : CEE-NU Conseil Economique et Social. 15 p.
- CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies), 2002a. *Projet de plan général annoté du rapport sur l'examen et l'évaluation des effets actuels de la pollution atmosphérique et des tendances enregistrées à cet égard*. EB.AIR/WG.1/2002/5, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance. Genève : CEE-NU Conseil Economique et Social. 9 p.
- CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies), 2002b. *Surveillance de l'état des forêts en Europe - Rapport analytique du Centre de coordination du Programme international concerté d'évaluation et de surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts*. EB.AIR/WG.1/2002/7, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance. Genève : CEE-NU Conseil Economique et Social. 13 p.
- CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies), 2002c. *Rapport intermédiaire sur le recours à la modélisation dynamique des sols et des eaux de surface pour déterminer l'ampleur du décalage entre les variations observées dans l'évolution des dépôts et l'impact de ces variations sur les écosystèmes*. EB/AIR/WG.1/2002/11, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance. Genève : CEE-NU Conseil Economique et Social. 13 p.
- CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies), 2002d. *Relations de causalité dans les écosystèmes forestiers. résumé du rapport du Programme international concerté d'évaluation et de surveillance des effets de la pollution atmosphérique sur les forêts et du Programme international concerté de surveillance intégrée*. EB.AIR/WG.1/2002/15, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance. Genève : CEE-NU Conseil Economique et Social. 24 p.
- CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies), 2002e. *Détection de la régénération biologique des eaux de surface par l'application de statistiques à variables multiples. Rapport analytique*. EB.AIR/WG.1/2002/8, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance. Genève : CEE-NU Conseil Economique et Social. 7 p.
- CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies), 2002f. *Evaluation de l'impact économique de la pollution par l'ozone sur le rendement des cultures en Europe*. EB.AIR/WG.1/2002/10, Organe exécutif de la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontière à Longue Distance. Genève : CEE-NU Conseil Economique et Social. 12 p.
- CEMAGREF, 2002. Avec les nitrates, il ne faut pas se fier aux apparences ! *Info Medias - Cemagref*, vol. 53, [S.p.]
- CEMT (Conférence Européenne des Ministres des Transports), 1996a. *La politique des transports dans une Europe élargie : table Ronde spéciale du 15 mai 1996*. 16 p.
- CEMT (Conférence Européenne des Ministres des Transports), 1996b. *La mobilité induite par les Infrastructures : table Ronde 105, Paris, 7-8 novembre 1996*. 3 p.
- CEMT (Conférence Européenne des Ministres des Transports), 2000 a? (p. 91). *Politiques de transport durable*. CEMT/CM(2000)6/FINAL. [S. 1.] : Les éditions de l'OCDE. 39 p.
- CEMT (Conférence Européenne des Ministres des Transports), 2000b. *Questions-clés pour le transport des années 2000. Quelques idées-forces issues des discussions : 15ème Symposium International sur la théorie et la pratique dans l'économie des transports : Thessalonique, Grèce, 7-9 juin 2000*. 5 p.

- CEMT (Conférence Européenne des Ministres des Transports), CEE-NU (Commission Economique pour l'Europe - Nations Unies) et EUROSTAT, 1997. *Glossaire des statistiques de transport - Transports routiers*. 15 p.
- CERTU (Centre d'études sur les réseaux les transports l'urbanisme et les constructions publiques), 2001. *La 3ème dimension géographique : utilisation des modèles numériques de terrain illustrée par la BD Alti de l'IGN*. Collection Dossier, 124. Lyon : CERTU. 98 p. ISBN 2-11-090884-X
- CHADEFAUD Michel, 1987. *Aux origines du tourisme dans les Pays de l'Adour : du mythe à l'espace : un essai de géographie historique*. Pau : Centre de recherche sur l'impact socio-spatial de l'aménagement (UA 911 - CNRS). 1010 p. ISBN 2-906483-09-5
- CHADULE (Groupe), 1997. *Initiation aux pratiques statistiques en géographie*. Paris : Armand Colin/Masson. 203 p. ISBN 2-200-01534-8
- CHARLIER Bruno, 1999. *La défense de l'environnement : entre espace et territoire : géographie des conflits environnementaux déclenchés en France depuis 1974*. Thèse : Géographie : Université de Pau et des Pays de l'Adour. 753 p.
- CHARRE Joël, 1995. *Statistique et territoire*. Montpellier : GIP RECLUS. 120 p. ISBN 2-86912-060-2
- CHEVRIER Michèle et VALETTE Pascale, 1998. Contribution des émissions du trafic automobile à la teneur en particules dans l'air urbain. In : *Pollution de l'air à l'échelle urbaine et locale. Premier bilan des actions de recherche*. éd. par l'ADEME. Paris : 10-11 décembre 1997. ADEME Editions, , 81-88 p.
- CIRAD (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement), 2001. *La méthode Probit*. [en ligne]. Disponible sur : <www@cirad.fr> [consultation : 08/2002]
- CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), 2001a. *La pollution atmosphérique en bref. Sources de pollution*. [en ligne]. CITEPA. Disponible sur : <http://www.citepa.org/pollution/sources.htm> [consultation : 07/2001]
- CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), 2001b. *Emissions dans l'air*. [en ligne]. CITEPA. Disponible sur : <http://www.citepa.org/emissions/index.htm> [consultation : 07/2001]
- CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), 2001c. *La pollution atmosphérique en bref. Différentes échelles de pollution*. [en ligne]. CITEPA. Disponible sur : <http://www.citepa.org/pollution/echelles.htm> [consultation : 07/2001]
- CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), 2002. *Emissions dans l'air en France. Métropole. Substances impliquées dans les phénomènes d'acidification, d'eutrophisation et de photochimie*. Emissions_FRmt_AEP. Paris : CITEPA. 17 p.
- CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique) et FONTELLE Jean-Pierre, 1989. *Composés organiques volatils émis dans l'atmosphère par les végétaux : progrès dans la réalisation des inventaires, résultats pour la France*. CI 1537. Paris : CITEPA. 19 p.
- CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), FONTELLE Jean-Pierre, CHANG Jean-Pierre, ALLEMAND Nadine, AUDOUX Nelly, LEVY Carole et RIVIERE Emmanuel, 1999. *Inventaire des émissions dans l'air en France. Format Unece. n°413*. Paris : CITEPA. 143 p.
- COHEN DE LARA Michel et DRON Dominique, 1997. *Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques*. Paris : La Documentation française. 415 p. ISBN 2-11-003897-7
- COMMISSION DES COMMUNAUTES EUROPEENNES, 2001. *Communication à la Commission sur les orientations politiques du Livre Blanc en matière de Politique Commune des transports*. Bruxelles Commission des Communautés européennes. 19 p.

- COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 2001. *Transport terrestre, protéger l'environnement, les normes antipollution*. [en ligne]. Disponible sur : <http://europe.eu.int/comm/transport/themes/land/french/lt_10_fr.html> [consultation : 08/2001]
- CONSEIL DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES, 1985. *Directive du Conseil concernant les normes de qualité de l'air pour le dioxyde d'azote (85/203/CEE) (JOCE L 87/1 du 27/03/1985* [en ligne]. Disponible sur : <http://www.mines.u-nancy.fr/wwwenv/legislation/texte_de_loi/7_MARS_1985.htm> [consultation : 03/2002]
- CONSEIL GÉNÉRAL DES PONTS ET CHAUSSEES, 2001. *Les transports à travers les Pyrénées : enjeux et perspectives (ou "Rapport Becker")*. Affaire n°1999-0311-01 : rapport général sur la mission Pyrénées. Paris : Ministère de l'Équipement des Transports et du Logement. 49 p.
- CORDEAU Erwan, IONESCU Anda et MAYER Eric, 1998. *A propos de pollution atmosphérique en Ile-de-France : de l'alerte à la circulation alternée, suivi de deux jours particuliers. Analyse de la distribution spatiale et temporelle des concentrations moyennes horaires du dioxyde d'azote (NO₂) et du dioxyde de soufre (SO₂) sur l'agglomération parisienne, les 30 septembre et 1er octobre 1997*. IAURIF - D2.378, Paris : IAURIF (Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile-de-France). 31 p.
- COUR DES COMPTES, 2000. *Les primes à la reprise des véhicules anciens. Rapport au président de la République suivi des réponses des administrations, collectivités, organismes et entreprises 2000 (Rapport public). 2ème partie. Observation des juridictions financières (Chapitre VIII, Interventions économiques)*. [en ligne]. Disponible sur : <http://www.ccomptes.fr/Cour-des-comptes/publications/rapports/rp2000/rp2000_797-810.htm> [consultation : 07/2001]
- CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France), 1996. *L'ozone, indicateur majeur de la pollution photochimique en France : évaluation et gestion du risque sur la santé*. Paris : Technique & Documentation. 164 p. ISBN 2-7430-0102-X
- CUDENNEC Christophe, 2002. Prise en compte de l'organisation structurelle du territoire et des effets d'échelle dans la gestion des risques hydrologiques. Perspectives ouvertes par la modélisation. In : *Séminaire "Expertise et gestion des risques collectifs"*, UMR 5306 CNRS, Université de Pau : Laboratoire Société-Environnement-Territoire.
- CUDENNEC Christophe, GOGIEN Frédéric, BOURGES Jacques, DUCHESNE Jean et KALLED Ridha, 2002. Relative roles of geomorphology and water input distribution in an extreme flood structure. In : *The Extremes of the Extremes : Extraordinary Floods - International symposium on extraordinary floods. IAHS Series of Proceedings and Reports, Reykjavik, Islande, juillet 2000*. éd. Par Arni SNORRASON, Helga P. FINNSDOTTIR et Marshall E. MOSS. 187-192 p.
- CUNY Damien, 1995. *Évaluation de l'impact du trafic routier de l'autoroute de Nord sur l'environnement par l'étude des lichens et des champignons supérieurs*. DEA : Toxicologie de l'Environnement : Université de Metz : Université de Lille II Droit et Santé : Laboratoire de botanique et de cryptogamie. 42 p.
- DA LAGE Antoine et METAILIE Georges (coord.), 2000. *Dictionnaire de Biogéographie végétale*. Paris : CNRS Editions. 579 p. ISBN 2-271-05816-3
- DAEI/SES (Direction des Affaires Economiques et Internationales/Service Economique et Statistique) et INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques), 2001. *Les transports en 2000*. La Défense : Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement. 119 p.
- DAEI/SES (Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement) et INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques), 2000. *Les transports en 1999. Premiers résultats*. La Défense : Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement. 26 p.
- DAMBRINE Etienne, 2001. Acidité et acidification des sols ; une introduction. In : *L'acidification des sols : origine, approche, enjeux et maîtrise* : AFES-INRA, Versailles, 4 et 5 avril 2001, éd. par AFES (Association Française pour l'Étude des Sols) et INRA (Institut National de la Recherche Agronomique). 58 p.

- DAMBRINE Etienne, AUGUSTO Laurent, BONNEAU Maurice [et al.], 2001. *Acidification dans le massif vosgien : comprendre les mécanismes pour apporter des solutions*. [en ligne]. Institut National de la Recherche Agronomique (Nancy), Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Office National des Forêts. Disponible sur : <<http://www.nancy.inra.fr/acidification/index.html>> [consultation : 03/01]
- DAMBRINE Etienne, PROBST Anne et PARTY Jean-Paul, 1993. Détermination des "charges critiques" de polluants atmosphériques pour les écosystèmes naturels, en particulier forestier. Bases théoriques - Projet d'application au cas des Vosges. *Pollution Atmosphérique* ; n° spécial Pollution de l'air et charges critiques, p. 21-28.
- DANIEL Jean-Yves (dir.), 2000. *Sciences de la Terre et de l'Univers*. Paris : Vuibert. 634 p. ISBN 2-7117-5280-1
- DATAR (Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale), 2002. *Aménager la France de 2020 - Mettre les territoires en mouvement*. Paris : La Documentation française. 112 p. ISBN 2-11-005044-6
- DAUPHINE André, 1987. *Les modèles de simulation en géographie*. Paris : Economica. 187 p. ISBN 2-7178-1310-1
- DAUPHINE André, 2001. *Risques et catastrophes : observer, spatialiser, comprendre, gérer*. Paris : Armand Colin. 288 p. ISBN 2-200-25042-8
- DAUPHINE, André et VOIRON-CANICIO, Christine, 1988. *Variogrammes et structures spatiales*. Montpellier : GIP Reclus. 56 p. ISBN 2-86912-017-0
- DDE (Direction Départementale de l'Équipement) des Pyrénées-Atlantiques, 1999a. *Modernisation de la RN 134 entre Urdos et les Forges d'Abel - Dossier d'enquête d'utilité publique*. h\99B116\DUP ; h\99B116\loti. Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement. 129 + 48 p.
- DDE (Direction Départementale de l'Équipement) des Pyrénées-Atlantiques, 1999b. *Modernisation de la RN 134 entre Urdos et les Forges d'Abel - Documents annexes*. Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement. 121 p.
- DEBARBIEUX Bernard, 1998. Les problématiques de l'image et de la représentation en géographie. In : *Les concepts de la géographie humaine*. éd. par Antoine BAILLY. Paris : Armand Colin. p. 199-211.
- DEBARBIEUX Bernard, 2001a. La montagne : un objet géographique ? In : *Les montagnes, discours et enjeux géographiques*. éd. par Yvette VEYRET. Paris : SEDES. p. 11-34.
- DEBARBIEUX Bernard, 2001b. Les montagnes : représentations et constructions culturelles. In : *Les montagnes, discours et enjeux géographiques*. éd. par Yvette VEYRET. Paris : SEDES. p. 35-50.
- DEGOBERT Paul, 1995. *Automobile et pollution*. Paris : Editions Technip. 516 p. ISBN 2-7108-0628-2
- DELETRAZ Gaëlle, 1997. *L'impact des aménagements sur la dynamique de la cembraie de la station de La Plagne : élaboration d'un SIG en vue d'une gestion environnementale*. Grenoble : Institut de Géographie Alpine : Univ. Joseph-Fourier [Tirage interne]. 206 p.
- DELETRAZ Gaëlle, 1998. Protocole de mesure de la pollution émise par l'A63 et de sa dispersion à Biriadou et à Urrugne. In : *Les effets de diffusion spatiale des autoroutes : recherche d'indicateurs permanents : 17 et 18 septembre 1998*. éd. par Jean-Jacques LAGASQUIE et Marie-Paule LAVERGNE-RUSCASSIE, l'Observatoire de l'environnement économique et écologique de l'autoroute A64. Pau : IRSAM (UPPA). p. 115-128
- DELETRAZ Gaëlle, 2000. La pollution des transports routiers dans les vallées de transit : légitimité et apports de la géographie. In : *Journées de géographie des transports : forum des jeunes chercheurs : Dijon, 14-15 septembre 2000*. éd. par Jean-Jacques BAVOUX, Laboratoire de géographie THEMA. Dijon : Université de Bourgogne. p. 4-7

- DELETRAZ Gaëlle, 2001b. Spatialisation des dépôts polluants liés au transport routier en zone de montagne. De la distance euclidienne à la distance-coût réelle, l'apport des systèmes d'information géographique. In : *Géomatique et espace rural : actes des journées Cassini : Montpellier, 26-28 septembre 2001*. éd. par Thérèse LIBOUREL, SIGMA Groupement de recherche Système d'information géographique - Méthodologies et applications. Montpellier : CIRAD. 271-272 p.
- DELETRAZ Gaëlle et DABOS Pierre, 2001. Modélisation statistique de la pollution azotée en proximité d'un axe routier et évaluation des incidences sur l'environnement : Application au site de Biriadou (A63 - Pyrénées-Atlantiques). In : *Risque d'accidents et risques environnementaux dans les transports terrestres : méthode d'analyse et de modélisation spatiales : Besançon, 11-12 octobre 2001*. éd. par Laboratoire THEMA et INRETS. Besançon : Université de Franche-Comté. 20 p. [à paraître d'ici fin 2002, aux éditions scientifiques « Paradigme »]
- DELETRAZ Gaëlle et ETCHELECOU André, 2000. Pollution automobile azotée des axes de transit montagnards des Pyrénées-Atlantiques : concentrations, dispersion et vulnérabilité des écosystèmes de proximité aux dépôts atmosphériques. In : *9ème colloque scientifique international Transports et Pollution de l'air : Avignon, juin 2000*. éd. par INRETS (Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité) et Université de Graz (Autriche). Bron : INRETS. 629-634 p.
- DELETRAZ Gaëlle et ETCHELECOU André, 2001a. Impact des transports sur la qualité de l'air : les effets sur les écosystèmes. In : *L'air que nous respirons, l'air qui nous protège : les défis du XXIème siècle : Pau, 6-9 mars 2001, Les entretiens de l'Environnement...*, éd. par Benoît DE GUILLEBON. Pau : APESA (Association Pôle Environnement Sud Aquitain). 167-170 p.
- DELETRAZ Gaëlle et PAUL Emmanuel, 1998. *Etat de l'art pour l'étude des impacts des transports routiers à proximité des routes et autoroutes*. Contrat ADEME n°9793022, Université de Pau et des Pays de l'Adour, Université Joseph-Fourier (Grenoble I). [diffusion restreinte] 227 p.
- DELORT Robert et WALTER François, 2001. *Histoire de l'environnement européen*. Le nœud gordien. Paris : Presses Universitaires de France. 352 p. ISBN 2-13-051472-3
- DENDALETCHÉ Claude, 1973a. *Ecologie et peuplement végétal des Pyrénées Occidentales : essai d'écologie montagnarde*. Thèse : Sciences naturelles : Université de Nantes. 480 p.
- DENDALETCHÉ Claude, 1973b. *Guide du Naturaliste dans les Pyrénées occidentales : éléments de géologie, écologie et biologie pyrénéennes. I. Moyennes montagnes*. Paris : Delachaux et Niestlé. 348 p. ISBN 2-603-00004-7
- DENDALETCHÉ Claude, 1974. *Guide du Naturaliste dans les Pyrénées occidentales : éléments de géologie, écologie et biologie pyrénéennes : Hautes montagnes : Pyrénées navarro-aragonaises*. Paris : Delachaux et Niestlé. 429 p. ISBN 2-603-00004-7
- DERRUAU Max (coord.), 1996. *Composantes et concepts de la géographie physique*. Paris : Armand Colin. 254 p. ISBN 2-200-01390-6
- DESBOEUF Karine, 2001. *Les processus de dissolution des aérosols atmosphériques au sein des gouttelettes nuageuses*. Thèse : Université Paris 7 : LISA (Laboratoire Inter-Universitaire des Systèmes Atmosphériques CNRS UMR 7583) : Créteil. 224 p.
- DI MEO Guy, 1991. *L'Homme, la Société, l'Espace*. Paris : Anthropos. 319 p. ISBN 2-7178-2024-8
- DINIS COSTA DIAS Manuel, 1999. L'évolution du transport de fret en Europe et la mondialisation des échanges. Le Port de Sines. In : *Colloque Européen "Inscrire l'Europe de Sud-Ouest dans les réseaux trans-européens de transport dès l'an 2000" : Toulouse, 2-3 décembre 1999*. éd. par Conseil Régional Midi-Pyrénées. [S.l.] : [S. n.]. 208 p.
- DIRECTION GENERALE DE L'ENERGIE ET DES MATIERES PREMIERES - OBSERVATOIRE DE L'ENERGIE, 2000. *Bilan énergétique provisoire de la France en 1999*. DGEMP/OE/RL/dp n°139. Paris : Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie. 19 p.

- DOS SANTOS Gabriel, 2001. *Classification automatique à partir de photographies aériennes - Réalisation d'une carte d'occupation des sols dans la vallée de Biriadou sous Er Mapper 6.0*. Maîtrise : Mathématiques Appliquées aux Sciences Sociales : Université de Pau et des Pays de l'Adour. 86 p.
- DUBOIS Jean-Jacques (coord.), 1999. *Les milieux forestiers : aspects géographiques*. Paris : SEDES. 336 p. ISBN 2-7181-9293-3
- DUBOIS-MAURY Jocelyne, 2001. *Les risques naturels : quelles réponses ? Problèmes politiques et sociaux*. Paris : La Documentation française, n° 863, 88 p. ISSN 0015-9743
- DUCHAUFOUR Philippe, 1988. *Abrégé de pédologie*. Paris : Masson. 224 p. ISBN 2-225-81366-3
- DUPIAS G., 1985. *Végétation des Pyrénées - Notice détaillée de la partie Pyrénéenne des feuilles 69 Bayonne - 70 Tarbes - 71 Toulouse - 72 Carcassonne - 76 Luz - 77 Foix - 78 Perpignan, Carte de la végétation de la France au 200 000°*. Paris : CNRS. 209 p. ISBN 2-222-03661-5
- DUPIAS G., IZARD M. et MONTSERRAT P., 1982. *Luz au 1/200 000ème*. Toulouse : Centre d'Ecologie des Ressources Renouvelables (CNRS).
- DUPONT J., CHOATE J., CLAIR T.A. [et al.], 2000. Les dépôts d'azote sont-ils à prendre au sérieux ? In : *Conférence des Gouverneurs de la Nouvelle-Angleterre et Premiers ministres de l'Est du Canada - Comité directeur sur les précipitations acides*. éd. par Groupe de travail sur la surveillance de la qualité de l'eau [en ligne]. Disponible à <http://www.cmp.ca/inasif.html> [consultation : 07/2000]. 23 p.
- DUPOUEY Jean-Luc, MENETTE Bruno et THIMONIER Anne, 1993. Dynamique de la végétation et pollution atmosphérique. *Annales de géographie*, vol. 572 p. 386-396
- DUPOUEY Jean-Luc, THIMONIER Anne, LEBOURGEOIS Florence, BECKER M., PICARD J.F. et TIMBAL J., 1999. Changements de végétation dans les forêts du Nord-Est de la France entre 1970 et 1990. *Revue Forestière Française*, vol. LI (2), p. 219-230
- DUPUIS Jacques, 1966. *Carte pédologique détaillée de la France à l'échelle du millionième*. INRA (Institut National de la Recherche Agronomique), 1/1 000 000ème.
- DUPUIS Jacques, 1967. *Notice explicative de la carte pédologique de la France à l'échelle du millionième*. Service d'Etude des Sols de la Carte pédologique de France. Bulletin n°1. INRA. 56 p.
- DUPUY Gabriel, 1999. *La dépendance automobile. Symptômes, analyses, diagnostic, traitements*. Villes. Paris : Economica. 166 p. ISBN 2-7178-3871-6
- DURAND-DASTES François, 1995. Les modèles en géographie. In : *Encyclopédie de Géographie*. éd. par Antoine BAILLY, Robert FERRAS et Denise PUMAIN. Paris : Economica. p. 293-307.
- DURRIEU Fabrice, 1999. *Etude des conditions météorologiques dans la vallée d'Aspe*. Maîtrise des Sciences et Techniques "Mesure et traitement des Pollutions et Nuisances : Option Air et Combustion" : Université de Pau et des Pays de l'Adour : Météo-France, Pau. 40 p.
- DUSSAU Michel, 1999. *Impacts des aménagements routiers et de l'élargissement de la RN 134 sur le patrimoine naturel en Vallée d'Aspe*. Maîtrise : Géographie : Université de Pau et des Pays de l'Adour, Pau. 208 p.
- EASTMAN Ronald J., 1995. *Idrisi version 4.0 et 4.1. : un SIG en mode image*. [traduction Claude COLLET] Worcester MA : Clark University. 634 p.
- EASTMAN Ronald J., 1999. *Guide to GIS and Image Processing Idrisi32*. t. 2. Worcester MA : Clark University. 170 p.
- EDF (Electricité de France), 2001. *EDF remporte le Grand Prix du Top'Com 2001*. [en ligne]. Communiqué de presse EDF. Disponible sur : <http://www.edf.fr/bitbucket/pdf/GrandPrix_TopCom2001.pdf> [consultation : 07/2001]
- EDITIONS LEGISLATIVES, 2000. *Environnement et nuisances*. [Cédérom].

- ELICHEGARAY Christian, n.d. *Effets des polluants sur l'environnement et activités de recherches de la convention de Genève sur la pollution de l'air à longue distance*. In : APPA (Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique) [notes de l'auteur] 8 p.
- EMEP/CORINAIR (European Modelling and Evaluation Program / Coordination of Information on the Environment : Air Emissions), 2001. *Emission Inventory Guidebook* : technical report 30. Copenhague : AEE (Agence Européenne pour l'Environnement). [n.p.]
- ENCYCLOPAEDIA UNIVERSALIS, 1997. *Encyclopaedia Universalis*. [Cédérom].
- ENERGIE-PLUS, 2001. *La diésélisation du parc va s'accroître*. [en ligne]. (n°264) Disponible sur : <<http://energie-plus.com/news/fullstory.php/aid/405.html>> [consultation : 04/2001]
- ENERPRESSE, 1996. Climatisation automobile et environnement : l'ADEME dresse un premier constat. *Enerpresse*, n°6639, p. 1-9.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1998. *Les précipitations acides*. [en ligne]. La Biosphere, Environnement Canada. Disponible sur : <http://biosphere.ec.gc.ca/bio/actu/doss/doss_00006_f.html> [consultation : 06/2002]
- ESCOURROU Gisèle, 1996. *Transports, contraintes climatiques et pollutions*. Paris : SEDES. 172 p. ISBN 2-7181-9015-9
- ESQUIF, 2001. *Etude et Simulation de la Qualité de l'Air en Ile-de-France*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.jussieu.fr/projets/ESQUIF/index.htm>> [consultation : 07/2001]
- ESTIENNE Pierre et GODARD Alain, 1993. *Climatologie*. Paris : Armand Colin. 367 p. ISBN 2-200-31042-0
- ETCHELECOU André, 1995. Pour une régulation du transit des marchandises en montagne : pour une solution de bon sens en vallée d'Aspe. *La Montagne et Alpinisme*, vol. 3, p. 56-63.
- ETCHELECOU André, 1999a. Quelle est la situation du transport de marchandises à l'échelle des Pyrénées ? In : *Confrontations Pyrénées : la traversée centrale des Pyrénées : Tarbes, 16 janvier 1999*. IUT de Tarbes. 40-43 p.
- ETCHELECOU André, 1999b. L'Europe du Sud-Ouest : de nouveaux besoins en matière de Transport : évolution des flux de transport. In : *Colloque Européen "Inscrire l'Europe du Sud-Ouest dans les réseaux trans-européens de transport dès l'an 2000" : Toulouse, 2-3 décembre 1999*. éd. par le Conseil Régional Midi Pyrénées. 208 p.
- ETCHELECOU André, 1999c. *Pour un indicateur comparatif de pollution (ICP)*. Contrat ADEME n°9893020, Laboratoire Société-Environnement-Territoire - CNRS UMR 5603. Pau : Université de Pau et des Pays de l'Adour. 12 p.
- ETCHELECOU André, DELETRAZ Gaëlle et DURRIEU Fabrice, 2000. *Vallée d'Aspe, campagne de mesures météorologiques, 1er avril - 25 juillet 1999*, Laboratoire Société-Environnement-Territoire - CNRS UMR 5603 – Pau : Université de Pau et des Pays de l'Adour, 37 p.
- ETCHELECOU André, DELETRAZ Gaëlle et ELICHEGARAY Christian, 2001. *Rapport de synthèse du programme écosystèmes - transports - pollutions*. Conventions ADEME 97 93 022 et 98 93 020, Laboratoire Société-Environnement-Territoire - CNRS UMR 5603. Pau : Université de Pau et des Pays de l'Adour. 77 p.
- ETCHELECOU André (coord.), 1997. *Transport international en montagne : sortir de l'impasse*. Paris : Ministère de l'environnement. 231 p.
- EUROPE, 1999. Le PE approuve la "position commune" du Conseil sur les informations à propos des émissions de CO2 et de la consommation de carburant des voitures particulières neuves. *Europe*, n°7587.
- EUROSTAT, 2001. *Transports et environnement : statistiques pour le mécanisme de rapport "Transports et environnement" (TERM) dans l'Union européenne. Données 1980-1999*. Thème 8 - Environnement et énergie - Collection Tableaux détaillés. Luxembourg : Commission Européenne. 203 p. ISBN 92-894-1191-0
- FANGEAT Erwann, COLOSIO Joëlle et STOEIBEL Rémy, 2001. *Evolution de la qualité de l'air*. In : *La pollution de l'air 40 années d'efforts... et demain*, Paris : 20 novembre 2001. éd. par CITEPA. n.p.

- FAUCHEUX Sylvie et NOËL Jean-François, 1995. *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*. Paris : Armand Colin. 370 p. ISBN 2-200-21442-1
- FEBIAC (Fédération Belge de l'Industrie de l'Automobile et du Cycle), 2001. *Atout consommation !* [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.febiac.be/fr/content/default.asp?T=2&C=2&FID=337>> [consultation : 07/2001]
- FENNETEAUX Isabelle, 1998. *Etude de l'évolution des composés atmosphériques en trace (HCNM, O₃, PAN, NO_x) dans la troposphère, à la frontière océan-continent Européen*. Thèse : Université Paris XII : Val-de-Marne, 280 p.
- FISCHESSER Bernard, 1995. *Connaître les arbres*. Paris : Nathan. 351 p. ISBN 2-09-278485-4
- FISCHESSER Bernard, 1998. *La vie de la montagne*. Paris : La Martinière. 351 p. ISBN 2-7324-2390-4
- FISCHESSER Bernard et DUPUIS-TATE Marie-France, 1996. *Le guide illustré de l'écologie*. Paris : La Martinière – Cemagref. 319 p. ISBN 2-7324-2246-0
- FONTELLE Jean-Pierre et AUDE Thierry, n.d. *OPALE : a new contribution for assessing pollutants emissions of road traffic to the atmosphere in France*, CITEPA, Ecole des Mines d'Alès. 6 p. [note des auteurs]
- FORMAN Richard T.T. et ALEXANDER Lauren E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of ecology and Systematics*, vol. 29, p. 207-231.
- FOWLER David, FLECHARD Chris, SKIBA Ute [et al.], 1998. The atmospheric budget of oxidized nitrogen and its role in ozone formation and deposition. In : *Major biological issues resulting from anthropogenic disturbance of the nitrogen cycle - Third New Phytologist Symposium*. éd. par Terry MANSFIELD ; Keith GOULDING et Lucy SHEPPARD. [S. l.] : Cambridge University press. p. 11-23. ISBN 0-521-64426-7
- FRONTIER Serge, DAVOULT Dominique, GENTILHOMME Valérie et LAGADEUC Yvan, 2001. *Statistique pour les sciences de la vie et de l'environnement : cours et exercices corrigés*. 2ème cycle - Ecoles d'ingénieurs. Paris : Dunod. 377 p. ISBN 2-10-005393-0
- FRONTIER Serge et PICHOD-VIALE Denise, 1993. *Ecosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution*. Paris : Masson. 447 p. ISBN 2-225-84234-5
- GALLAIS Alain, HUAULT Philippe et DECURE Jean-Pierre, 2000. *Le transport routier international de marchandises en Europe*. Notes de synthèses du SES - Septembre Octobre 2000. 8 p.
- GARCIA Javier, COLOSIO Joëlle et JAMET Philippe (collab.), 2001. *Les indices de qualité de l'air. Elaboration, usages et comparaisons internationales*. Paris : Les Presses de l'Ecole des Mines de Paris. 118 p. ISBN 2-911762-30-4
- GARREC Jean-Pierre, 1993. Evolution de la pollution atmosphérique en France : de la pollution locale à la pollution globale. *Annales de Géographie*, vol. 572, p. 359-365.
- GIBLIN Jean-Pierre, 1997. *Transports et pollution de l'air : une question controversée*. Notes du Centre de Prospective n°9, Ministère de l'équipement des Transports et du Logement, Direction de la Recherche et des Affaires Scientifiques et Techniques, Centre de Prospective. 31 p.
- GOULDING Keith W.T., 1990. Nitrogen deposition to land from the atmosphere. *Soil use and management*, vol. 6 (2), p. 61-63.
- GOULDING Keith W.T., BAILEY N.J., BRADURY N.J. [et al.], 1998. Nitrogen deposition and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes. In : *Major biological issues resulting from anthropogenic disturbance of the nitrogen cycle - Third New Phytologist Symposium*. éd. par Terry MANSFIELD ; Keith GOULDING et Lucy SHEPPARD. [S. l.] : Cambridge University press. p. 49-58. ISBN 0-521-64426-7
- GRANIER Laurent et CHEVREUIL Marc, 1991. Automobile traffic : a source of PCBs to the atmosphere. *Chemosphere*, vol. 23 (6), p. 785-788.
- GRASEBY ANDERSEN, n.d. *Operating manual for Andersen 1 ACFM non-viable ambient particle sizing samplers*. Orpington : Graseby Andersen. 24 p. [manuel utilisateur]

- GUEROLD François, 2002. L'acidification des eaux de surface et la perte de la biodiversité : mythe, problème du passé ou d'actualité ? *La Lettre du Changement global*, vol. 13 (Février 2002), p. 13-24.
- GUIGNARD Jean-Louis, 1993. *Botanique*. Paris : Masson. 276 p. ISBN 2-225-84087-3
- GUITARD Monique, 1955. Les forêts d'Aspe et d'Ossau. *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, vol. XXVI (2), p. 113-127.
- HAGGETT Peter, 1972. *Geography : a modern synthesis*. New York : Harper & Row. 483 p. ISBN 06-042575-X
- HAGGETT Peter, 1973. *L'analyse spatiale en géographie humaine*. Paris : Armand Colin. 390 p.
- HANGARTNER Markus, KIRCHNER Manfred et WERNER Herbert, 1995. Evaluation of passive methods for measuring ozone in European Alps. In : 10th World Clean Air Congress. Atmospheric Pollution, UIAPPA Finland : (Union Internationale des Associations pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique), EPA (Environmental Protection association). éd. par Pia ANTTILA, Juha KÄMÄRI et Merja TOLVANEN. 270-273 p.
- HANSON Paul J. et LINDBERG Steven E., 1991. Dry deposition of reactive nitrogen compounds : a review of leaf, canopy and non-foliar measurements. *Atmospheric Environment*, vol. 25A (8), p. 1615-1634.
- HAUTALA E.L., REKILÄ R., TARHANEN J. [et al], 1995. Deposition of motor vehicle emissions and winter maintenance along roadside assessed by snow analyses. *Environmental Pollution*, vol. 87, p. 45-49.
- HOLLINGTON Karen, 1996. *Surveillance de la qualité de l'air : la place du transport routier Interurbain*. DESS : Gestion et Génie de l'Environnement : Université Paris 7 – Saint Denis Diderot : SETRA (Service d'Etudes Techniques des Routes et Autoroutes). 66 p.
- HOUDRET Jean-Luc, 2000. *Echantillonnage passif du dioxyde d'azote NO2 par tube à diffusion de type PALMES. Mesure par spectrophotométrie*. Douai : Ecole des Mines de Douai : Département Chimie et Environnement. 18 p.
- HOUEE Michel, 2000. *Transit et franchissements montagneux des marchandises : quelles évolutions depuis sept ans ?* Notes de synthèse du SES, Juillet Août 2000, 6 p.
- HUETZ DE LEMP Alain, 1994. *Les paysages végétaux du globe*. Paris : Masson, 182 p. ISBN 2-225-84404-6
- HURIOT Jean-Marie, PERREUR Jacky et DEROGNAT Isabelle (collab.), 1994. Espace et distance. In : *Encyclopédie d'économie spatiale. Concepts - comportements – organisations*. éd. par Jean-Paul AURAY, Antoine BAILLY, Pierre-Henri DERYCKE [et al.]. Paris : Economica. p. 35-46.
- IAURIF (Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région d'Ile-de-France) et SERVANT Louis, 1997. *Le parc automobile francilien et la qualité de l'air. Etat et tendances*. Division Transports et Infrastructures. Paris : IAURIF. 68 p. ISBN 2-7371-1212-5
- IFEN (Institut Français de l'Environnement), 1995. *CORINE Land cover*. [Cédérom]. Union Européenne (UE), IFEN (Institut Français de l'Environnement).
- IFEN (Institut Français de l'Environnement), 2002. *Chiffres-clés 2002 de l'environnement*. Orléans : IFEN. 24 p. ISBN 2-911089-49-9
- IFEN (Institut Français de l'Environnement), DATAR (Délégation à l'Aménagement du Territoire et à l'Action Régionale) et MATE (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), 2000. *Aménagement du territoire et environnement : politiques et indicateurs*. Orléans : IFEN. 272 p. ISBN 2-911089-35-9
- INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air, TATRY, V. et GODET, Yves, 1994a. *Evaluation d'un analyseur d'oxydes d'azote NO, NO2, NOx par chimiluminescence. Appareil : Environnement SA AC31M. n°125. MAN-Vta-YGo/AR - n°81/94 11CP08*. Verneuil-en-Halatte : INERIS. 77 p.

- INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques), Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air, TATRY, V. et GODET, Yves, 1994b. *Evaluation d'un analyseur d'oxydes d'azote NO, NO₂, NO_x par chimiluminescence. Appareil : Seres NO_x 2000. n°41. MAN-Vta-YGo/AR - n°83/94 11CP08. Verneuil-en-Halatte : INERIS. 73 p.*
- INOESCU Anda, MAYER Eric et COLDA Iolanda, 1996. Méthodes mathématiques pour estimer le champ de concentration d'un polluant gazeux à partir des valeurs mesurées aux points dispersés. *Pollution Atmosphérique*, vol. 149, p. 78-89.
- INRETS (Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité), 1987. *Méthodologie de mesure des émissions réelles du parc automobile*. Rapport 31. Bron : INRETS. 81 p.
- INRETS (Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité), 1995. *Evolution des émissions de polluants des voitures particulières lors du départ moteur froid*. Fiche résultat du rapport 197. Bron : INRETS. 1 p.
- INRETS (Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité) et LEN (Laboratoire Energie Nuisances), 1994. *Analyse du trafic de véhicules lourds sur différents itinéraires*. Rapport 188. Bron : INRETS. 95 p.
- IVENS W.P.M.F., DRAAIJERS G.P.J. et BLEUTEN W., 1988. Atmospheric nitrogen deposition in a forest next to an intensively used agricultural area. In : *International Symposium "Air pollution and ecosystem" : Grenoble, 18-22 mai 1987*. éd. par Pierre MATHY et Commission des Communautés Européennes. Grenoble : D. Reidel Publishing Compagny. 981 p.
- IZARD M., LASCOMBES G. et DUPONT P., 1968. *Tarbes*. Service de la Carte de la Végétation. (Centre National de la Recherche Scientifique), Toulouse : CNRS. 1/200 000ème.
- JACQUIOT Clément, 1978. *Ecologie des champignons forestiers*. Ecologie fondamentale et appliquée. Paris : Gauthier-Villars. 94 p. ISBN 2-04-010387-2
- JOUMARD Robert, LAMURE Claude, LAMBERT Jacques [et al.], 1995. *Politiques de transport et qualité de l'air dans les agglomérations*. LEN n° 9515. Bron : INRETS. 125 p.
- JOUMARD Robert, PATUREL Laurent, VIDON Robert [et al.], 1990. *Emissions unitaires de polluants des véhicules légers*. Rapport n°116. Bron : INRETS. 120 p.
- JOUMARD Robert (coord.), 1999. *Methods of estimation of atmospheric emissions from transport : European scientist network and scientific state-of-the-art. Action COST 319 final report*. LET n° 9901. Bron : INRETS. 158 p.
- JOURNAL OFFICIEL DES COMMUNAUTES EUROPEENNES, 1999. Directive 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant. *Journal officiel des Communautés européennes*, vol. L, 163, p. 41-60.
- JOVET P. et DUPIAS G., 1969. *Bayonne*. Service de la Carte de la Végétation. (Centre National de la Recherche Scientifique), Toulouse : CNRS. 1/200 000ème.
- JUSSY Jean-Hugues, 1998. *Minéralisation de l'azote, nitrification et prélèvement radiculaire dans différents écosystèmes forestiers sur sol acide. Effet de l'essence, du stade de développement du peuplement et de l'usage ancien des sols*. Thèse : Sciences biologiques fondamentales et appliquées : Université de Nancy 1. 270 p.
- KALAORA Bernard, 1998. *Au delà de la nature l'environnement : l'observation sociale de l'environnement*. Paris : L'Harmattan. 199 p. ISBN 2-7384-6387-8
- KALAORA Bernard et THEYS Jacques, 1998. *La Terre outragée*. Paris : Diderot. 333 p. ISBN 2-84352-080-0
- KERVERN Georges-Yves et RUBISE Patrick, 1991. *L'archipel du danger : introduction aux Cindyniques*. Paris : Economica. 444 p. ISBN 2-7178-2061-2
- KOERNER Waltraud, BENOIT M., DAMBRINE Etienne et DUPOUEY Jean-Luc, 1999. Influence des anciennes pratiques agricoles sur la végétation et les sols des forêts reboisées dans le Massif vosgien. *Revue Forestière Française*, vol. LI (2), p. 231-238.

- KOURIDIS Chariton, NTZIACHRITOS Leonidas et SAMARAS Zissis, 2000. *COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport. User's manual (version 2.1)*. 50. Copenhague : AEE (Agence Européenne pour l'Environnement). 46 p.
- KROCHMAL Dariusz et KALINA Andrzej, 1997. A method of nitrogen determination in ambient air by use of passive samplers and ion chromatography. *Atmospheric Environment*, vol. 31 (20), p. 3473-3479.
- KÜHLER M., KRAFT J., BESS H., HEEREN U. et SCHÜRMAN D., 1994. Comparison between measured and calculated concentrations of nitrogen oxides and ozone in the vicinity of a motorway. *The Science of the Total Environment*, vol. 146-147, p.387-394.
- KYNOS, 1996. *Modalisa. Traitement d'enquêtes et analyse de données. Manuel utilisateur. Version 3.7 Windows et MacOs*. Paris : Kynos. 129 p.
- LABARTHE Marie-Thérèse, 1987. *L'espace forestier en vallée d'Aspe (Pyrénées-Atlantiques). De l'écosystème pastoral à l'intégration étatique*. Thèse : de 3ème cycle : Sociétés, aménagement et développement local : Université de Pau et des Pays de l'Adour. 410 p. + vol. de notes 241 p.
- LABORDE J.P., 2000. *Méthodes d'interpolation et géostatistiques pour la cartographie automatique*. CNRS UMR 5651 "Espace" Equipe Gestion et Valorisation de l'Environnement - Nice : Université de Nice - Sophia Antipolis. 27 p.
- LACOSTE Alain et SALANON Robert, 1993. *Eléments de biogéographie et d'écologie*. Paris : Nathan. 189 p.
- LANCASTER John, 2002. Mileage booster derailed. Automakers prevail in vote against 50% efficiency rise. *Washington Post*, vol. 14 (mars 2002).
- LANDMANN Guy, 2000a. La santé des forêts françaises : bilan de l'année 1998 et nouveaux acquis. *Revue Forestière Française*, vol. LII (1), p. 9-22.
- LANDMANN Guy, 2000b. La santé des forêts françaises : bilan de l'année 1999 et nouveaux acquis. *Revue Forestière Française*, vol. LII (6), p. 497-506.
- LE FUR Anne, 2000. *Pratique de la cartographie*. Paris : Armand Colin. 95 p. ISBN 2-200-25092-4
- LEBART Ludovic, MORINEAU Alain et PIRON Marie, 1995. *Statistique exploratoire multidimensionnelle*. Paris : Dunod. 439 p. ISBN 2-10-002886-3
- LECLERC Jean-Claude, 1999. *Ecophysiologie végétale*. Saint-Etienne : Publications de l'Université de Saint-Etienne. 277 p. ISBN 2-86272-163-8
- LECLERE Anne-Sophie, 1999. *CORINE Land Cover et zones humides : contribution à l'étude des changements d'échelle et perspectives de suivi des zones humides*. Notes de méthode, 11. Orléans : IFEN (Institut Français de l'Environnement). 37 p. ISSN : 1263-1337
- LEE J.A. et CAPORN J.M., 1998. Ecological effects of atmospheric reactive nitrogen deposition on semi-natural terrestrial ecosystems. In : *Major biological issues resulting from anthropogenic disturbance of the nitrogen cycle - Third New Phytologist Symposium*. éd. par Terry MANSFIELD ; Keith GOULDING et Lucy SHEPPARD. [S. l.] : Cambridge University press. p. 127-134. ISBN : 0-521-64426-7
- LEGRET M. et PAGOTTO Christelle, 2001. Les sources de polluants en milieu routier. In : *Journées techniques "Routes et pollution des eaux et des sols" (Projets POLMIT et ALTMAT) : Nantes, 27-28 mars 2001*. [S. l.] : Labo. central des Ponts et Chaussées. 45 p.
- LEROY Alain et SIGNORET Jean-Pierre, 1992. *Le risque technologique*. Paris : Presses Universitaires de France. 127 p. ISBN 2-13-044758-9
- LEVY Jacques, 1999. *Le tournant géographique : penser l'espace pour lire le monde*. Paris : Belin. 399 p. ISBN 2-7011-2467-0
- LIBOUREL Thérèse (Editeur), 2001. *Géomatique et espace rural : actes des journées Cassini 2001 : Montpellier, France 26-28 septembre 2001*. éd. avec SIGMA, Groupement de recherche Système d'information géographique, méthodologies et applications. Montpellier : CIRAD. 302 p. ISBN 2-87614-465-4

- LOREAU Michel, 2002. Conséquences de l'érosion de la biodiversité sur le maintien des écosystèmes. *La Lettre du Changement global*, vol. 13 (Février 2002), p. 5-12.
- LOVELOCK James, 1997. *Les âges de Gaïa*. Paris : Odile Jacob. 291 p. ISBN 2-7381-0445-2
- LYTLE C.M., SMITH B.N. et MCKINNON C.Z., 1995. Manganese accumulation along Utah roadways : a possible indication of motor vehicle exhaust pollution. *The Science of the Total Environment*, vol. 162, p.105-109.
- MACAGNO Gilles, 1999. *Une histoire de la vie : 4 milliards d'années*. Paris : Ellipses. 127 p. ISBN 2-7298-9920-0
- MALBREIL Nathalie, 1997. *La pollution en bordure d'autoroute et son impact sur la végétation*. DESS : Ressources Naturelles et Environnement, Université de Metz, CETE de l'Est. 56 p.
- MANSFIELD Terry, GOULDING Keith et SHEPPARD Lucy, 1998. *Major biological issues resulting from anthropogenic disturbance of the nitrogen cycle - Third New Phytologist Symposium*, New Phytologist (Cambridge University Press), vol. 139, Lancaster University, Lancaster, Royaume-Uni, September 1997, 234 p. ISBN 0-521-64426-7
- MARCHAND Jean-Pierre, 1980. Les contraintes physiques dans la géographie contemporaine. *L'Espace Géographique*, vol. 3. p. 231-240.
- MARCOUX Nancy, TESSIER Lucien et BEGIN Yves, 1996. *Dioxyde d'azote et ozone dans la vallée de Chamonix durant l'été 1995*. Chamonix : Mairie de Chamonix. 43 p.
- MARTIN Jean-Marie et CHATEAU Bertrand, 2000. *Traverser les Alpes : la route en question*. Grenoble : Presses Universitaires de Grenoble. 176 p. ISBN 2-7061-0919-X
- MATE (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), 1999. *La pollution de l'air : quelques dates d'application de réglementations nationales ou d'engagements internationaux (28/06/99)*. Disponible sur : <http://www.environnement.gouv.fr/actua/cominfod/dosdir/DIRPPR/air/pollu_calendriertextes.htm> [consultation : 07/2001]
- MATHERON Georges, 1997. *Géostatistique*. [Cédérom]. Encyclopaedia Universalis.
- MEIXNER Franz X., 1994. Surface exchange of odd nitrogen oxides. In : *The Terrestrial Nitrogen Cycle as Influenced by Man : Leopoldina-Symposium*. Nova Acta Leopoldina : N.F., 70 : Halle (Saale), Allemagne, 29 septembre - 1er octobre 1993 éd. par Hans MOHR et Klaus MÜNTZ. 299-348 p.
- MERLIN Pierre, 1992. *Géographie des transports*. Paris : Presses Universitaires de France. 127 p. ISBN 2-13-045024-5
- MERLIN Pierre, 1997. *Géographie humaine*. Fondamental. Paris : Presses Universitaires de France. 573 p. ISBN 2-13-048396-8
- MINISTERE DE L'ECONOMIE DES FINANCES ET DE L'INDUSTRIE, 2000. *Vignettes millésimées 2001 – Communiqué de presse du 15 novembre 2000*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.finances.gouv.fr/presse/communiques/c0011152.htm>> [consultation : 07/2001]
- MINISTERE DE L'EQUIPEMENT, DES TRANSPORTS ET DU LOGEMENT, 2001. *L'aménagement des traversées pyrénéennes franchit une étape décisive - Communiqué de presse 12 juillet 2001*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.equipement.gouv.fr/actualites/communiques/2001/juillet2001/CMQ.htm>> [consultation : 08/2001]
- MIRABEL François, 1999. *Evolution du parc français, caractéristiques et déterminants*. ARC ECODIF Transports individuels (ECOTECH CNRS. Programme de Recherche Interdisciplinaire sur les Technologies pour l'Ecodéveloppement). 25 p.
- MOHR Hans et MÜNTZ Klaus, 1994. *Leopoldina-Symposium : the terrestrial nitrogen cycle as influenced by man*. : Halle (Saale), Allemagne, 29 septembre - 1er octobre 1993. Halle : Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina. 460 p. ISBN 3-335-00417-5
- MONCHICOURT Marie-Odile et DONZIER Jean-François, 2002. *Va-t-on manquer d'eau ? Enquêtes*. Paris : Platypus Press. 47 p. ISBN 2-84704-008-0

- MOUVIER Gérard, 1994. *La pollution atmosphérique*. Paris : Flammarion. 123 p. ISBN 2-08-035199-0
- MYCORWEB, 2001. *Mycorweb*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://mycor.nancy.inra.fr/fr/index.html>> [consultation : 08/2002]
- NÄSHOLM Torgny, 1998. Qualitative and quantitative changes in plant nitrogen acquisition induced by anthropogenic nitrogen deposition. In : *Major biological issues resulting from anthropogenic disturbance of the nitrogen cycle - Third New Phytologist Symposium*. éd. par Terry MANSFIELD ; Keith GOULDING et Lucy SHEPPARD. [S. l.] : Cambridge Universty press. p. 87-90. ISBN : 0-521-64426-7
- NOPPE Jane, 1998. *Emissions de polluants et consommation liées à la circulation routière : paramètres déterminants et méthode de quantification*. Paris : ADEME Editions. 112 p. ISBN 2-86817-371-3
- NOVEMBER Valérie, 2000. *Les territoires du risque : le risque comme objet de réflexion géographique*. Thèse : Géographie : Université de Genève. Faculté des Sciences économiques et sociales. 339 p.
- OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2000. *Observatoire des Trafics au travers des Pyrénées*, Directions Régionales de l'Equipement Aquitaine Midi-Pyrénées Languedoc-Roussillon, Mission observatoire trafics transpyrénéens. Toulouse. 68 p.
- OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2001. *Trafics routiers 2000*, Directions Régionales de l'Equipement Aquitaine Midi-Pyrénées Languedoc-Roussillon, Préfecture de la région Midi-Pyrénées, Toulouse. [Dépliant]
- OCDE (Organisation de Coopération pour le Développement Economique), 1995. *La pollution des véhicules à moteur : stratégies de réduction au-delà de 2010*. Paris : Les Editions de l'OCDE. 148 p. ISBN 92-64-24312-7
- OCDE (Organisation de Coopération pour le Développement Economique), 1997. *Examen des performances environnementales : France*. Paris : Les Editions de l'OCDE. 253 p. ISBN 92-64-25443-9
- ONF (Office National des Forêts), 1980. *Forêt communale d'Urrugne : procès verbal d'Aménagement 1980-1999*, Office National des Forêts (ONF), Direction Régionale Aquitaine, Centre de gestion de Bayonne, Bayonne. 37 p. [Rapport interne]
- ONF (Office National des Forêts), 1983. *Forêt communale de Borce - Procès-verbal de révision d'aménagement 1983-2002*, Office National des Forêts (ONF), Direction Régionale Aquitaine, Centre de Pau, Subdiv. Pau-Aspe, Oloron-Ste-Marie. 45 p. [Rapport interne]
- ONF (Office National des Forêts), 1984. *Forêt communale de Biriadou - Procès verbal de révision d'Aménagement 1984-2007*, Office National des Forêts (ONF), Direction Régionale Aquitaine, Centre de gestion de Bayonne, Bayonne. 58 p. [Rapport interne]
- ONF (Office National des Forêts), 1996. *Notice de présentation du réseau National de suivi à long terme des Ecosystèmes Forestiers*. Fontainebleau : Office National des Forêts. 38 p. ISBN 2-84207-021-6
- ONF (Office National des Forêts), 1999a. Les apports d'azote par les pluies. *Flash RENECOFOR*, vol. 1, p. 3.
- ONF (Office National des Forêts) et ANSELIN Arnaud, 2001. *Forêt communale de Sarrance - Révision d'aménagement forestier 2001-2020*, Office National des Forêts (ONF), Direction Régionale Aquitaine, Service Départemental des Pyrénées-Atlantiques, Division d'Oloron-Sainte-Marie, Oloron-Sainte-Marie. 55 p. [Rapport interne]
- ONF (Office National des Forêts), NICOLAS Jacques et CANTELOUP Didier, 1998. *Forêt communale de Bedous - Révision d'aménagement forestier 1998-2015*, Office National des Forêts (ONF), Direction Régionale Aquitaine, Service Départemental des Pyrénées-Atlantiques, Division d'Oloron-Sainte-Marie, Oloron-Sainte-Marie. 51 p. [Rapport interne]

- ONF (Office National des Forêts) et PAULY Hubert, 1999b. *Forêt communale d'Aydius – Révision d'aménagement forestier 1999-2016*, Office National des Forêts (ONF), Direction Régionale Aquitaine, Service Départemental des Pyrénées-Atlantiques, Division d'Oloron-Sainte-Marie, Oloron-Sainte-Marie. 62 p. [Rapport interne]
- ONF (Office National des Forêts) et PAULY Hubert, 1999c. *Forêt communale de Cette-Eygun - Révision d'aménagement forestier 1999-2016*, Office National des Forêts (ONF), Direction Régionale Aquitaine, Service Départemental des Pyrénées-Atlantiques, Division d'Oloron-Sainte-Marie, Oloron-Sainte-Marie. 63 p. [Rapport interne]
- OFS (Office fédéral de la statistique) et OFEFP (Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage), 1997. *L'environnement en Suisse 1997 : chiffres, faits, perspectives*. Berne : OFS-OFEFP. 370 p. ISBN 3-303-02035-5
- ÖKOSCIENCE LUFHYGIENE, 2000. Impact du trafic sur la pollution dans les vallées alpines. In : *Journal de l'Initiative "pour la protection des régions alpines contre le trafic de transit"*, 3-6 p.
- ORFEUIL Jean-Pierre, 2000. *Stratégies de localisation. Ménages et services dans l'espace urbain*. Paris : La Documentation française. 75 p. ISBN 2-11-004403-9
- LOUDIN Jacques, 2001. *Rapport d'information fait au nom de la délégation du Sénat pour l'Union européenne sur la Politique commune des Transports, Annexe au procès-verbal de la séance du 3 mai 2001*. Sénat. Rapport n°300. 76 p.
- OZENDA Paul, 1985. *La végétation de la chaîne alpine dans l'espace montagnard européen*. Paris : Masson. 330 p. ISBN 2-225-80510-5
- PAGOTTO Christelle, 1999. *Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier*. Thèse : Chimie et microbiologie de l'eau : Sciences et technique : Université de Poitiers. 252 p.
- PARC NATIONAL DES PYRENEES, 2000. *Atlas du Parc national des Pyrénées*. Tarbes : Parc national des Pyrénées. 80 p. ISBN 2-9011835-22-8
- PARMENTIER Cécile et GARREC Jean-Pierre, 1994. *Impact de la pollution atmosphérique le long des routes et autoroutes sur la végétation environnante : utilisation de la bio-indication végétale : synthèse bibliographique*. éd. par INRA - Centre de Recherches Forestières de Nancy : Laboratoire d'Etude de la Pollution Atmosphérique. Nancy : INRA. 84 p.
- PARTY Jean-Paul, PROBST Anne, FEVRIER Clotilde [et al.], 1997. *Les charges critiques en France : impacts et conséquences à long terme des polluants atmosphériques sur les écosystèmes terrestres et aquatiques*. Paris : ADEME Editions. 59 p. ISBN 2-86817-194-6
- PARTY Jean-Paul, PROBST Anne, THOMAS Anne-Laure [et al.], 2001a. Charges critiques d'acidité en polluants atmosphériques en France : conséquences vis-à-vis des sols et des peuplements forestiers. *Pollution Atmosphérique*, vol. 172, p. 519-527.
- PARTY Jean-Paul, PROBST Anne, THOMAS Anne-Laure [et al.], 2001b. Calcul et cartographie des charges critiques azotée en France : application de la méthode empirique. *Pollution Atmosphérique*, vol. 172, p. 531-544.
- PARTY Jean-Paul et THOMAS Anne-Laure, 2000. *Cartographie de la végétation et charges critiques azotées pour la France*. 99 62 020. Strasbourg : Sol-Conseil. 29 p.
- PATUREL Maxime, 1998. *Trafic routier dans la vallée de Biriadou (Pyrénées-Atlantiques). Caractéristiques, perspectives d'évolution et pollution émise*. DEA : "Structures et Dynamiques Spatiales" : Université Joseph-Fourier (Grenoble I) : Institut de Géographie Alpine, Grenoble. 40 p.
- PEDELABORDE Pierre, 1970. *Introduction à l'étude scientifique du climat*. Paris : SEDES. 246 p.
- PILLOT Didier, 1997. Emissions représentatives des véhicules lourds en circulation. In : *4ème colloque international "Transport et pollution de l'air" : Avignon, 9-13 juin 1997*. Bron : INRETS (Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité). p.179-184

- PINCHEMEL Philippe et PINCHEMEL Geneviève, 1992. *La face de la Terre. Eléments de géographie*. Paris : Armand Colin. 519 p. ISBN 2-200-21086-8
- PINI Giuseppe, 1998. Géographie des transports. In : *Les concepts de la géographie humaine*. éd. par Antoine BAILLY. Paris : Armand Colin. p. 175-183.
- PIOLLE Xavier, 1990. Mobilité, identités, territoires. *Revue de Géographie de Lyon*, vol. 65 (3), p. 149-154.
- PLEIJEL H., AHLFORS A., SKÄRBY L. [et al], 1994. Effects of air pollutant emissions from a rural motorway on Petunia and Trifolium. *The Science of the Total Environment*, vol. 146-147, p. 117-123.
- PONT Véronique, 2000. *Caractérisation des épisodes de pollution chimique et photochimique avec les données des réseaux de surveillance*. Physico-chimie de l'atmosphère. Thèse : Physique-chimie : Toulouse 3. 200 p.
- POSCH Maximilian, DE SMET Peter A.M., HETTELINGH Jean-Paul [et al.], 1999. *Calculation and mapping of critical thresholds in Europe : status report 1999*. CCE Status Report - UN-ECE - RIVM Report N° 259101009. Pays-Bas, Bilthoven : Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). 165 p. ISBN 90-6960-083-8
- PREDIT Info, 2000. Le Predit, l'environnement et les transports. *Predit info*, vol. 5, p. 4
- PROSPECTIVE ET DEVELOPPEMENT, 2002. *Le Somport dans le trafic transpyrénéen*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.pro-dev.org/transports/tratra.phtml>> [consultation : 08/2002]
- PUMAIN Denise, SAINT-JULIEN Thérèse et MATHIAN Hélène (collab.), 1997. *L'analyse spatiale : 1. localisations dans l'espace*. Paris : Armand Colin/Masson. 167 p. ISBN 2-200-01897-5
- PUYO, Jean-Yves, 1996. *Aménagement forestier et enjeux scientifiques en France, de 1820 à 1940*. Thèse : Géographie : Université de Pau et des Pays de l'Adour. 601 p.
- RACINE Jean-Bernard, 1997. *Cours sur l'épistémologie des sciences sociales : initiation à la recherche*. (DEA Gestion des espaces montagnards, IGA, Grenoble I 1996/1997). Lausanne : Université de Lausanne. 48 p. [note de l'auteur]
- RACINE Jean-Bernard et REYMOND H., 1973. *L'analyse quantitative en géographie*. Paris : Presses Universitaires de France, 316 p.
- RAMADE François, 1987. *Les catastrophes écologiques*. Paris : McGraw-Hill. 317 p. ISBN 2-7042-1142-6
- RAMADE François, 1993. *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*. Paris : Ediscience international. 822 p. ISBN 2-84074-037-0
- IZARD M., LASCOMBES G. et DUPONT P., 1968. Tarbes. Service de la Carte de la Végétation. (Centre National de la Recherche Scientifique), Toulouse : CNRS. 1/200 000ème
- REY P. et IZARD M., 1972. *Notions générales d'utilisation des cartes de la végétation*. Service de la Carte de la Végétation. (Centre National de la Recherche Scientifique), Paris : CNRS. 26 p.
- RIMBERT Sylvie, 1995. Géographie et cartographie. In : *Encyclopédie de Géographie*. éd. par Antoine BAILLY, Robert FERRAS et Denise PUMAIN. Paris : Economica. p. 111-139.
- RODRIGUE Jean-Paul, 2002. *Transport Geography on the Web*. [en ligne]. Hostra University, Department of Economics and Geography. Disponible sur : <<http://people.hofstra.edu/geotrans>> [consultation : 07/2002]
- RODRIGUEZ S., QUEROL X., ALASTUEY A., KALLOS G. et KAKALIAGOU O., 2001. Saharan dust contributions to PM10 and TSP levels in Southern and Eastern Spain. *Atmospheric Environment*, vol. 35, p. 2433-2447.

- ROELOFS J.G.M, BOXMAN A.W. et VAN DIJK H.F.G., 1988. Effects of airborne ammonium on natural vegetation and forests. In : *International Symposium "Air pollution and ecosystem": Grenoble, 18-22 mai 1987*. éd. par : Pierre MATHY et Commission des Communautés Européennes. [S. n.]: D. Reidel Publishing Compagny. 981 p.
- ROQUES Isabelle, 2000. *Mise en place d'un modèle pour estimer, à l'aide de méthodes d'interpolation, le champ de dépôt d'un polluant gazeux à partir de points de mesure dispersés dans une topographie complexe*. Maîtrise : Ingénierie mathématique : Filière analyse numérique, SET - CNRS UMR 5603 : Univ. de Pau et des Pays de l'Adour. 31 p.
- ROSS S.M., 1986. Vegetation change on the highway verges in south-east Scotland. *Journal of Biogeography*, vol. 13, p. 109-117.
- ROUGERIE Gabriel, 1996. Géographie physique globale, science du paysage, environnement. In : *Composantes et concepts de la géographie physique*. éd. par Max DERRUAU. Paris : Armand Colin. p. 155-165.
- ROUGERIE Gabriel et BEROUTCHACHVILI Nicolas, 1991. *Géosystèmes et paysages. Bilan et méthodes*. Paris : Armand Colin. 302 p. ISBN 2-200-31280-6
- ROUL David, 1998. *Etude des conditions météorologiques de Biriadou : analyse des paramètres météorologiques influençant les concentrations en polluants autour du site*. Maîtrise : Sciences et Techniques : "Mesure et traitement des Pollutions et Nuisances" : Université de Pau et des Pays de l'Adour, Météo-France Pau-Uzein, Pau. 19 p.
- ROUSSEL Pierre, 2002. *Gestion des espèces sauvages*. MEDD/IGE 02/026, Ministère de l'écologie et du développement durable. 15 p. [rapport]
- ROVERA Georges, 1990. *Géomorphologie dynamique et aménagement des versants en moyenne Tarentaise*. Thèse : Géographie : Université Joseph-Fourier (Grenoble I). 465 p.
- RUBISE Patrick, 1997. *Les risques technologiques*. [Cédérom]. Encyclopaedia Universalis.
- SANDERS Lena, 1989. *L'analyse des données appliquée à la géographie*. Montpellier : GIP RECLUS. 268 p. ISBN 2-86912-028-0
- SANDERS Lena, 1995. Géographie et statistique. In : *Encyclopédie de Géographie*. éd. par Antoine BAILLY, Robert FERRAS et Denise PUMAIN. Paris : Economica, p. 255-276.
- SANDERS Lena, 2002. La place de l'explication dans l'analyse spatiale. In : *Géopoint 2000, L'explication en géographie*. éd. par Groupe DUPONT. Avignon : Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse. p. 19-30.
- SANDERS Lena (dir.), 2001. *Modèles en analyse spatiale : aspects fondamentaux de l'analyse spatiale*. Paris : Hermès Sciences. 333 p. ISBN 2-7462-0320-0
- SANEF (Société des Autoroutes du Nord-Est de la France) et ARGOPOL, 1994. *Impact d'une liaison autoroutière sur la qualité de l'air : étude de faisabilité*, SANEF. 78 p. [Rapport interne]
- SANEF (Société des Autoroutes du Nord-Est de la France) et ARGOPOL, 1995. *Campagne de mesures qualité de l'air : arrière de Chamant*. SYNTHÉ2.DOC, SANEF. 135 p. [Rapport interne]
- SAULE Marcel, 1991. *La grande flore illustrée des Pyrénées*. Tarbes : Randonnées Pyrénéennes ; Toulouse : Milan. 765 p. ISBN 2-86726-739-0 et 2-905521-47-3
- SCHMID Heidrun, PUCHER Ernst, ELLINGER Reinhard [et al.], 2001. Decadal reductions of traffic emissions on a transit route in Austria : results of the Tauerntunnel experiment 1997. *Atmospheric Environment*, vol. 35, p. 3585-3593.
- SCHÜTZ Michaël, 1995. *Environnement et pollution : comment mesurer ? Comment réagir ?* Nieppe : Publitronic. 253 p. ISBN 2-86661-057-1
- SCHWARZ Eric, 1988. *La révolution des systèmes : une introduction à l'approche systémique*. Cousset : Editions DeVal. 290 p. ISBN 2-88147-026-2

- SENAT et REVOL Henri, 1998a. *La politique énergétique de la France*. [en ligne]. Sénat, Commission d'enquête, Rapport 439 (97-98), 1ère partie. Disponible sur : <<http://www.senat.fr/rap/197-4391.html>> [consultation : 07/2001]
- SENAT et REVOL Henri, 1998b. *La politique énergétique de la France*. [en ligne]. Sénat, Commission d'enquête, Rapport 439 (97-98), 2ème partie. Disponible sur : <<http://www.senat.fr/rap/197-4392.htmk>> [consultation : 07/2001]
- SES Transport - Infos rapides, 2000. *La conjoncture des transports. Informations disponibles en février 2000. n° 91 - Mars 2000*, DAEI/SES (Direction des Affaires Economiques et Internationales/Service Economique et Statistique), La Défense : Ministère de l'Equippement, des Transports et du Logement., 6 p.
- SES Transport - Infos rapides et DECURE Jean-Pierre, 2001. *Les transports routiers de marchandises en 2000. n°129 - Juillet 2001*, DAEI - SES - La Défense : Ministère de l'Equippement, des Transports et du Logement. 4 p.
- SETRA (Service d'Etude Techniques des Routes et Autoroutes) et MAZOUÉ, S., 1994. *Impact du trafic routier sur l'environnement : la contamination du sol par voie aérienne*. Rapport SETRA - CSTR n°B 9411, DESS Pollution chimiques et environnement. 67 p.
- SOCIÉTÉ FRANÇAISE DE SANTÉ PUBLIQUE (SFSP), 1996. *La pollution atmosphérique d'origine automobile et la santé publique - Bilan de 15 ans de recherche internationale*. Vandoeuvre-lès-Nancy : Société française de santé publique. 251 p. ISBN 2-911489-02-0
- SILLMAN Sanford, 1999. The relation between ozone, NOx and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. *Atmospheric Environment*, vol. 33, p. 1821-1845.
- STEINBERG Jean, 2000. *Cartographie télédétection système d'information géographique*. Paris : SEDES. 159 p. ISBN 2-7181-9530-4
- STENGEL Pierre et GELIN S. (coord.), 1998. *Sol : interface fragile : mieux comprendre*. Paris : INRA. 213 p. ISBN 2-7380-0786-4
- STOFFAËS Christian, 1993. *L'économie face à l'écologie*. Paris : La Découverte : La Documentation française. 274 p. ISBN 2-7071-2238-6
- STULEN I., PEREZ-SOBA M., DE KOK L.J. [et al.], 1998. Impact of gaseous nitrogen deposition on plant functioning. In : *Major biological issues resulting from anthropogenic disturbance of the nitrogen cycle - Third New Phytologist Symposium*. éd. par Terry MANSFIELD ; Keith GOULDING et Lucy SHEPPARD. [S. l.] : Cambridge University press. p. 61-70. ISBN : 0-521-64426-7
- SUBRA Philippe, 2001. Le transport routier en France : aspects géopolitiques d'une question environnementale. *Hérodote ; Ecologie et géopolitique - Hérodote 25 ans, Vol. 100*, p. 151-179.
- SURGET Jean-François, 1998. *NO2, SO2, Ozone. Mesures de leurs concentrations en région Aquitaine dans le cadre du Plan Régional pour la Qualité de l'Air*. Bordeaux : DRIRE (Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement). 38 p.
- TAGLIAFERRO Francesco, ALLIANI Nicoletta et CARBONI Gabriele, 2000. Santé des forêts et déposition atmosphérique : 5 ans d'observations au Piémont et le dépérissement du pin sylvestre en vallée d'Aoste. In : *9ème colloque scientifique international Transports et Pollution de l'air : Avignon, Juin 2000*. éd. par INRETS (Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité) et Université de Graz (Autriche). Bron : INRETS. p. 351-356
- THILLET Jean-Jacques, 1997. *La météo de montagne*. Paris : Seuil. 188 p. ISBN 2-02-020578-5
- THIMONIER Anne, 1994. *Changements de la végétation et des sols en forêt tempérée européenne au cours de la période 1970-1990 : rôle possible des apports atmosphériques*. Thèse : Sciences de la vie : Université Paris-Sud - Centre d'Orsay. 177 p.
- THOMAS Anne-Laure, 1998. *Analyse spatiale de la sensibilité des écosystèmes gréseux vosgiens à l'acidification*. Thèse : Sciences biologiques fondamentales et appliquées : ENGREF. 136 p.

- TOUPANCE Gérard, 1994. Mécanismes physico-chimiques affectant l'atmosphère urbaine. In : *La Pollution Atmosphérique Urbaine : les Entretiens de Segur* : 26 septembre 1994. Paris : Ministère de l'Environnement. p. 3-6
- TREUIL Jean-Pierre, MULLON Christian, PERRIER Edith [et al.], 2001. Simulations multiagents de dynamiques spatialisées. In : *Modèles en analyse spatiale : aspects fondamentaux de l'analyse spatiale*. éd. par Lena SANDERS. Paris : Hermès Science. p. 219-252.
- TRIBUNAL ADMINISTRATIF DE GRENOBLE, 2001. *Audience du 16 août 2001. Préfet de Haute-Savoie M. Pierre Breuil. Analyse : Communes, participation des habitants à la vie locale, consultation des électeurs*, article L.2142-1 du code général des collectivités territoriales. Matière : 04-01; CNIJ : 13.5-02-01-03, Tribunal Administratif de Grenoble n°012552, 5ème chambre, Grenoble. 4 p.
- TRICOT Anne, 2002. La question environnementale, le risque et l'aménagement. In : *Séminaire "Société et géographie des controverses (Environnement et Risque). Des natures singulières : regards croisés entre géographes et sociologues à propos de nature(s) autour de Bruno LATOUR et Vincent BERDOULAY"*, Laboratoire Société Environnement Territoire (SET CNRS UMR 5603), Université de Pau et des Pays de l'Adour, 20 septembre 2002.
- ULRICH Erwin, LANIER Marc et COMBES Didier, 1998. *RENECOFOR - Dépôts atmosphériques, concentrations dans les brouillards et dans les solutions du sol (sous-réseau CATAENAT) - Rapport scientifique sur les années 1993 à 1996*. Fontainebleau : Office National des Forêts, 135 p. ISBN 2-84207-134-4
- URF (Union Routière Française), 2001a. *Ventes annuelles de carburants routiers sur le marché intérieur français*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.urf.asso.fr/Fiches-II/Fiche-II-30/II-30.htm>> [consultation : 07/2001]
- URF (Union Routière Française), 2001b. *Emissions de gaz d'échappement des véhicules. Définitions*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.urf.asso.fr/Fiches-IV/Fiche-IV-7/IV-7.htm>> [consultation : 07/2001]
- URF (Union Routière Française), 2001c. *Emissions de gaz d'échappement des véhicules. Voitures particulières à essence*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.urf.asso.fr/Fiches-IV/Fiche-IV-7-bis/IV-7-bis.htm>> [consultation : 07/2001]
- URF (Union Routière Française), 2001d. *Emissions de gaz d'échappement des véhicules. Voitures particulières diesel*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.urf.asso.fr/Fiches-IV/Fiche-IV-8/IV-8.htm>> [consultation : 07/2001]
- URF (Union Routière Française), 2001e. *Emissions de gaz d'échappement des véhicules. Véhicules utilitaires légers et véhicules industriels (poids lourds)*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.urf.asso.fr/Fiches-IV/Fiche-IV-9/IV-9.htm>> [consultation : 07/2001]
- URF (Union Routière Française), 2001f. *Véhicules particuliers. Renouvellement du parc*. [en ligne]. Disponible sur : <<http://www.urf.asso.fr/Fiches-II/Fiche-II-19/II-19.htm>> [consultation : 07/2001]
- VAN DER EERDEN Ludger, 1998. Nitrogen on microbial and global scales. In : *Major biological issues resulting from anthropogenic disturbance of the nitrogen cycle - Third New Phytologist Symposium*. éd. par Terry MANSFIELD ; Keith GOULDING et Lucy SHEPPARD. [S. l.] : Cambridge University press. p. 201-204. ISBN : 0-521-64426-7
- VAN DER SALM Caroline et DE VRIES Wim, 2001. A review of the calculation procedure for critical acid loads for terrestrial ecosystems. *The Science of the Total Environment*, vol. 271, p.11-25.
- VAN DOP Han, 2001. *Dictionnaire de l'Ecologie*. Encyclopaedia Universalis. Paris : Albin Michel. 1399 p. ISBN 2-226-12235-4
- VAN HALUWYN Chantal et LEROND Michel, 1993. *Guide des lichens*. Paris : Editions Lechevalier, 344 p. ISBN 2-225-83971-9
- VEYRET Yvette, 2001. *Géo-environnement*. Paris : Armand Colin. 159 p. ISBN 2-200-25258-7

- VEYRET Yvette et PECH Pierre, 1993. *L'homme et l'environnement*. Paris : Presses Universitaires de France. 423 p. ISBN 2-13-045926-9
- VEYRET Yvette (coord.), 2001. *Les montagnes, discours et enjeux géographiques*. Paris : SEDES. 140 p. ISBN 2-7181-9391-3
- VIGNERON Emmanuel, 1997. *Géographie et statistique*. Paris : Presses Universitaires de France. 127 p. ISBN 2-13-048318-6
- VITOUSEK Peter M., ABER John, HOWARTH Robert W. [et al.], 1997. Human alteration of global nitrogen cycle : causes and consequences. *Issues in Ecology*, 1. ESA (Ecological Society of America) 16 p. ISSN : 1092-8987
- WAAUB Jean-Philippe, 1991. Croissance économique et développement durable : vers un nouveau paradigme du développement. In : *Environnement et développement : questions éthiques et problèmes socio-politiques*. éd. par José A. PRADES, Jean-Guy VAILLANCOURT et Robert TESSIER. Canada : Fides. p. 374.
- WACKERMANN Gabriel, 2000. *Géographie humaine*. Paris : Ellipses. 352 p. ISBN 2-7298-6994-8
- WILBERT Jacques, 1986. *Fichier descriptif des unités cartographiques (sols et RFU) : inventaire et localisation des cartographies pédologiques en Aquitaine*, CRAA (Comité pour la Relance Agronomique Aquitaine), INRA (Institut National de la Recherche Agronomique), Ministère de l'Agriculture. 81 p.
- WILBERT Jacques, 1987. *Carte pédologique pour la Relance Agronomique Aquitaine*. CRAA (Comité pour la Relance Agronomique Aquitaine), INRA (Institut National de la Recherche Agronomique), Ministère de l'Agriculture. Bordeaux : Atelier Bordelais de Cartographie. 1/500 000ème.
- WOOLGROVE C.E. et WOODIN S.J., 1996. Current and historical relationship between the tissue nitrogen content of a snowbed bryophyte and nitrogenous air pollution. *Environmental Pollution*, vol. 91 (3), p. 283-288.

A n n e x e s

Table des annexes

Annexe 1 : Norme NF-X 43-007 : Mesure des « retombées » par la méthode des « plaquettes de dépôt » _____	469
Annexe 2 : Norme NF-X 43-015 : Teneur de l'air atmosphérique en dioxyde d'azote. Méthode de dosage par piégeage sur filtre imprégné de triéthanolamine _____	473
Annexe 3 : Linéarisation et régression multiple _____	481
Annexe 4 : Estimation des concentrations de NO _x _____	487
Annexe 5 : Estimation de la qualité du modèle pour l'estimation des concentrations de NO _x _____	492
Annexe 6 : Valeurs quotidiennes et calcul de l'Indicateur Comparatif de Pollution. Détails des calculs _____	494
Annexe 7 : Données utilisées pour l'ACP de la vallée d'Aspe visant la mise en relation des valeurs de l'ICP NO _x avec les paramètres météorologiques _____	510
Annexe 8 : Coordonnées des variables et des individus de l'ACP en vallée d'Aspe _____	515
Annexe 9 : Coordonnées des variables et des individus de l'ACP à Biriadou _____	517
Annexe 10 : Détermination de l'état atmosphérique en vallée d'Aspe [DURRIEU, 1999 ; ETCHÉLECOU <i>et al.</i> , 2000, extraits] _____	519
Annexe 11 : Données météorologiques (Biriadou) _____	524
Annexe 12 : Données météorologiques (Vallée d'Aspe) _____	526
Annexe 13 : Résultats détaillés de l'analyse de variance de la typologie « dispersion » de Biriadou _____	530
Annexe 14 : Résultats détaillés de l'analyse de variance de la typologie « dispersion » de la vallée d'Aspe _____	532
Annexe 15 : Programme Visual Basic© pour la détermination du gradient altitudinal de température _____	534
Annexe 16 : Autres mesures du programme ETP _____	536

Annexe 1 : Norme NF-X 43-007 : Mesure des
« retombées » par la méthode des « plaquettes de dépôt »

*Document non reproduit
dans la version électronique*

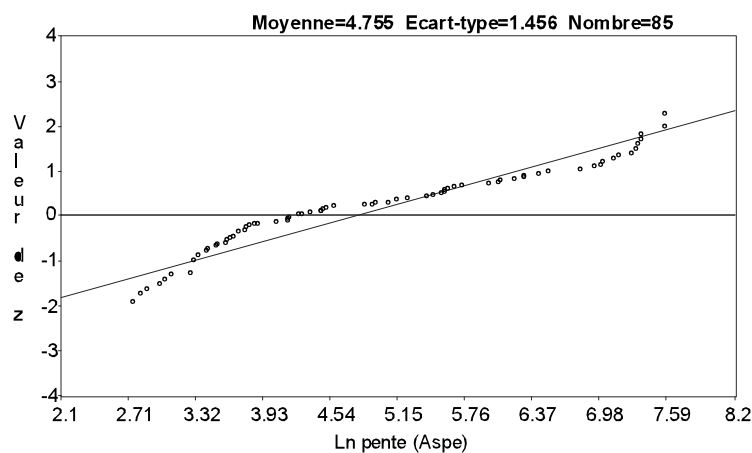
Annexe 2 : Norme NF-X 43-015 : Teneur de l'air atmosphérique en dioxyde d'azote. Méthode de dosage par piégeage sur filtre imprégné de triéthanolamine

*Document non reproduit
dans la version électronique*

Annexe 3 : Linéarisation et régression multiple

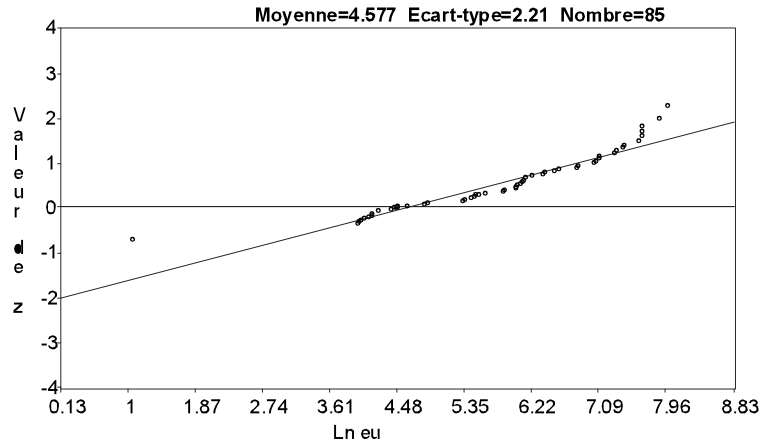
Pour les raisons évoquées dans le texte (cf. § 3.4.5 Tentative de linéarisation et de régression multiple : principaux éléments, p. 284), nous avons cherché à linéariser les variables utilisées pour la modélisation des dépôts et concentrations azotés. Pour une fonction puissance, la transformation linéarisante à appliquer est une double transformation logarithmique [FRONTIER *et al.*, 2001, p. 270-272 ; HAGGETT, 1973, p. 321] : $x = \log X$ et $y = \log Y$.

La droite de Henry³¹⁶ permet de vérifier la normalité d'une distribution. Nous l'appliquons aux variables transformées (fonctionnalité proposée par le logiciel MODALISA 4.0[®]). Les graphiques suivants présentent les distributions de la vallée d'Aspe puis de Biriadou.

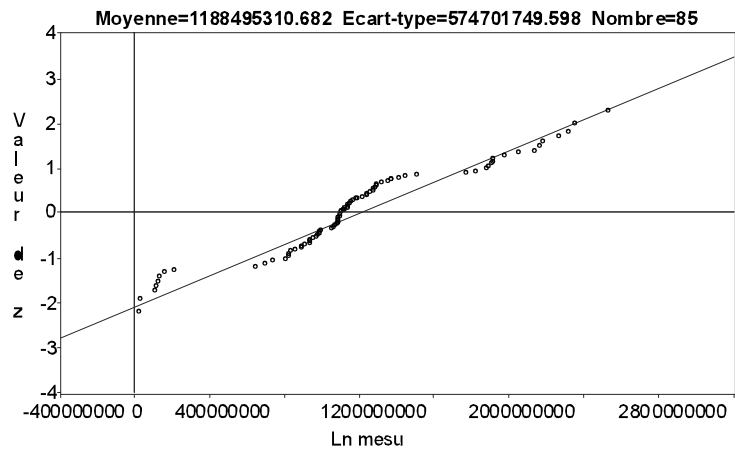


Graphique 29 : Test de normalité de la variable « Ln pente » pour la vallée d'Aspe (droite de Henry)

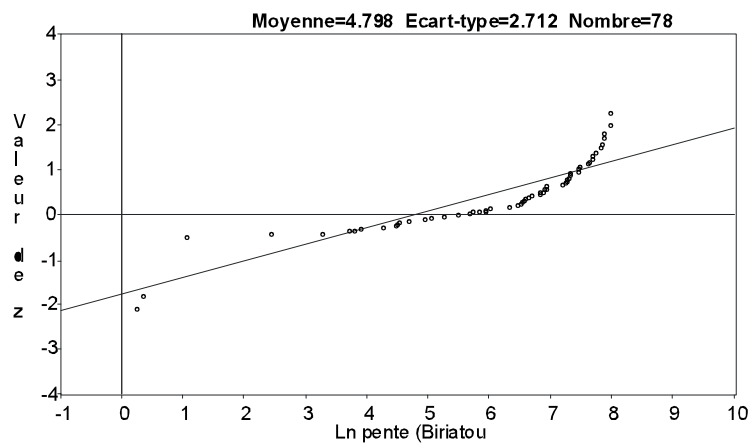
³¹⁶ La transformation Probit est classiquement appliquée aux fréquences cumulées observées sur un échantillon dans le but de tester la normalité de la distribution. Elle a pour effet, si la distribution est normale, de transformer la « courbe en S » (symétrique) des fréquences cumulées, en une droite dite droite de Henry [FRONTIER *et al.*, 2001, p. 274]. La méthode Probit a été conçue au début du siècle pour analyser la mortalité provoquée par les gaz de combat. Par des transformations de type logarithmique, elle rend linéaire la relation dose effet et permet ainsi de l'analyser plus facilement. Cette méthode fiable est devenue courante en médecine, pour valider les effets d'un médicament, puis en agronomie, pour évaluer la toxicité des produits phytosanitaires [CIRAD, 2001, web].



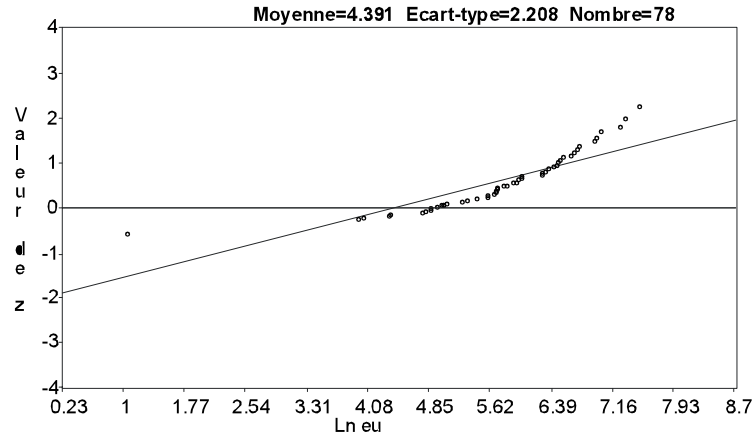
Graphique 30 : Test de normalité de la variable « Ln eucli » pour la vallée d'Aspe (droite de Henry)



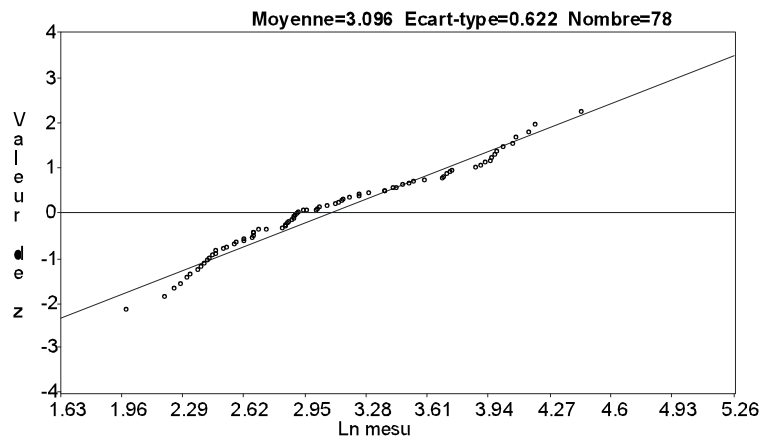
Graphique 31 : Test de normalité de la variable « Ln mesure » pour la vallée d'Aspe (droite de Henry)



Graphique 32 : Test de normalité de la variable « Ln pente » pour Biriattou (droite de Henry)



Graphique 33 : Test de normalité de la variable
« Ln eucli » pour Biriatoou (droite de Henry)



Graphique 34 : Test de normalité de la variable
« Ln mesure » pour Biriatoou (droite de Henry)

Les variables, bien que linéarisées, ne présentent toujours pas une distribution véritablement normales : les droites de Henry sont en fait des courbes en « S », même si elles se rapprochent assez bien de la droite. Parce qu'il est assez courant, en géographie comme dans les sciences humaines et environnementales, de réaliser des tests sur des distributions « assez proches » de la loi normale³¹⁷, les investigations dans cette voie sont poursuivies, ce en quoi nous sommes encouragés par le fait que les nouveaux nuages de points ne présentent plus d'allure curviligne. En effet, si le nouveau nuage de point garde des traces de courbures, c'est que la transformation a échoué [FRONTIER *et al.*, 2001,

³¹⁷ HAGGETT [1973, p. 322] note que « en pratique, plusieurs tests sont assez robustes pour être peu affectés par de faibles écarts par rapport à la loi normale ; des transformations approchées suffisent donc ». FRONTIER *et al.* [2001, p. 264] voient dans les techniques de linéarisation la recherche d'une « corrélation entre x et y [qui] soit (au moins approximativement) linéaire ». Enfin, VIGNERON [1997, p. 55] cherche à « se rapprocher [...] d'une distribution normale ». Notons que tous ces ouvrages ne nous indiquent absolument pas à partir de quel moment on peut considérer qu'on est suffisamment proche de la loi normale ou quand on le n'est pas. Toute la difficulté est là.

p. 265]. Ainsi, à ce stade les données répondent aux critères pour l'établissement d'une régression multiple. Le but est d'intégrer une nouvelle variable : le rayonnement (cf. texte pour justification) et de ne pas coupler distance euclidienne et distance-pente au sein de la distance-réelle, mais de conserver les deux termes, séparément.

Le modèle de régression multiple. – Le modèle linéaire exprimant la liaison entre le dépôt de composés azotés et les trois variables explicatives décrites précédemment peut s'énoncer comme suit : $Y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i^1 + \beta_2 x_i^2 + \dots + \beta_p x_i^p + \varepsilon_i \quad i = 1, 2, \dots, n$

où ε_i représente une fluctuation aléatoire dont le comportement est régi par un certain nombre de facteurs incontrôlables ou par l'influence d'autres variables explicatives non prises en considération. Ainsi, les dépôts d'azote sont la somme de deux composantes :

- une composante systématique $(\beta_0 + \beta_1 x_i^1 + \beta_2 x_i^2 + \dots + \beta_p x_i^p)$, non aléatoire, attribuable aux valeurs prises par les variables explicatives $x_i^1, x_i^2, \dots, x_i^p$,
- une composante aléatoire ε_i telle qu'identifiée précédemment.

La composante systématique représente le niveau moyen de dépôt de composés azotés [BAILLARGEON, 1989, p. 520].

Les variables explicatives du modèle sont la distance-pente, la distance euclidienne et le rayonnement. La variable à expliquer reste la charge polluante (ici exprimée en dépôts oxy-azotés secs). Les droites de régression et les coefficients sont calculés dans MODALISA 4.0[®].

Résultats. – Le rayonnement n'apporte pas d'amélioration et, avec les deux autres variables explicatives (distance-pente et distance euclidienne), les résultats obtenus sont les suivants³¹⁸ (dépôts oxy-azotés secs) :

³¹⁸ Les résultats fournis par MODALISA 4.0[®] se composent de :
 Individus concernés, non réponse et sous-population le cas échéant.
 R^2 = coefficient de détermination : variance expliquée/variance totale
 F = statistique de Fisher
 p = probabilité de rejeter le modèle à tort d'après la statistique de Fisher.
 Statistique de Durbin-Watson = indicateur d'autocorrélation. Elle est dite normale si elle avoisine la valeur 2.
 Equation de la droite de régression multiple.
 Liste des coefficients : Coefficients, écart-type des coefficients, valeur du t de Student, probabilité associée au t.
 Si la probabilité associée au t est inférieure ou égale à 0,1 la colonne " t " comprendra une ou plusieurs étoiles.
 *** : $p = 0,01$
 ** : $0,01 < p = 0,05$
 * : $0,05 < p = 0,1$

ASPE (Vallée entière) : Ln_N-kg-ha-an / Ln_pent / Ln_eucli

Variable dépendante : Ln_N-kg-ha-an

n = 85 R2 = 0.846 F = 224.492 p=0.001

Statistique de Durbin-Watson = 1.55

Equation de la régression : $\text{Ln_N-kg-ha-an} = 1.822 + (0.141 * \text{Ln_pent}) + (-0.264 * \text{Ln_eucli})$

Variable	Coefficients	E.T.	t	p
Ln_pent	0.14127	0.024	5.775 ***	p=0.001
Ln_eucli	-0.26351	0.016	16.350 ***	p=0.001

Matrice de corrélations

	Ln_pent	Ln_eucli
Ln_pent	1.00	
Ln_eucli	0.82	1.00
Ln_N-kg-ha-an	-0.58	-0.88

Ln_pent	Moyenne = 4.75	Ecart-type = 1.46
Ln_eucli	Moyenne = 4.58	Ecart-type = 2.21
Ln_N-kg-ha-an	Moyenne = 1.29	Ecart-type = 0.47

BIRIATOU (Site entier) : Ln_N-kg-ha-an / Ln_pent / Ln_eucli (Site entier)

Variable dépendante : Ln_N-kg-ha-an

n = 78 R2 = 0.863 F = 235.901 p=0.001

Statistique de Durbin-Watson = 2.41

Equation de la régression : $\text{Ln_N-kg-ha-an} = 4.245 + (-0.008 * \text{Ln_pent}) + (-0.253 * \text{Ln_eucli})$

Variable	Coefficients	E.T.	t	p
Ln_pent	-0.00763	0.024	0.322	p=0.374
Ln_eucli	-0.25326	0.029	8.698 ***	p=0.001

Matrice de corrélations

	Ln_pent	Ln_eucli
Ln_pent	1.00	
Ln_eucli	0.91	1.00
Ln_N-kg-ha-an	-0.85	-0.93

Ln_pent	Moyenne = 4.80	Ecart-type = 2.71
Ln_eucli	Moyenne = 4.39	Ecart-type = 2.21
Ln_N-kg-ha-an	Moyenne = 3.10	Ecart-type = 0.62

La forte corrélation entre « ln_pente » et ln_eucli » rend l'interprétation des coefficients de la régression impossible à interpréter. En effet, « *lorsque les variables explicatives ne sont pas indépendantes, alors il n'est pas possible de considérer que les poids de la régression sont "les poids des variables". Ce sont DES poids qui donnent une bonne reconstruction de la variable expliquée (pouvoir "prédicatif" du modèle) mais qui n'ont pas de signification propre (pouvoir "explicatif" du modèle) [...]. L'utilisation / l'interprétation sémantique simple des poids d'une régression linéaire sur des variables explicatives franchement non indépendantes est interdite. C'est à cause de cette non indépendance que le coefficient d'une régression linéaire multiple peut aller dans l'autre sens par rapport au coefficient de corrélation simple* » [YAHIAOUI Gérard³¹⁹, 2002, analyse-donnees³²⁰]. On remarque en effet qu'en vallée d'Aspe, le coefficient de « ln_pente » est positif et qu'à Biriadou, il est proche de zéro. Cela ne correspond pas à la logique analytique ; les explications de cette « anomalie » sont statistiques. Le Tableau 48 compare les résultats obtenus avec les deux types d'ajustements.

Tableau 48 : Comparaison des modèles linéaires et non-linéaires

	NON LINEAIRE (puissance inverse)	LINEAIRE MULTIPLE
	Données brutes : <i>Mesure / Dist_réelle</i>	Données transformées : <i>Ln_Mesure / Ln_pente / Ln_eucli</i>
Biriadou	$y = 29,165 * x^{-0.1191}$ $R^2 = 0,85$	$y = 4,245 + (-0,008 * Ln_pent) + (-0,253 * Ln_eucli)$ $R^2 = 0,86$
Aspe	$y = 4,9939 * x^{-0.0844}$ $R^2 = 0,82$	$y = 1,822 + (0,141 * Ln_pent) + (-0,264 * Ln_eucli)$ $R^2 = 0,85$

Au final, les coefficients de détermination obtenus sont à peine meilleurs que ceux de la modélisation par fonction non linéaire. Cette faible amélioration du r² ne justifie pas que la régression multiple soit préférée ici car plusieurs éléments (mieux développés dans le texte) limitent sa validité : forte corrélation des régresseurs, abandon de la variable rayonnement, linéarisation approximative, danger de l'extrapolation. Face à ce constat la solution de la modélisation par fonction non linéaire a été retenue.

³¹⁹ P-DG de NEXYAD S.A. (Cabinet de maths appli).

³²⁰ Liste de diffusion « Anadon » sur l'analyse des données : analyse-donnees@yahoogroupes.fr.

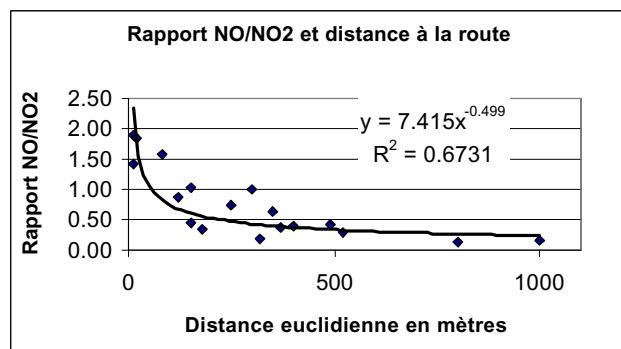
Annexe 4 : Estimation des concentrations de NO_x

Les concentrations de NO_x sont estimées à partir du rapport NO/NO₂. Ce rapport est lui-même fonction de la distance euclidienne à la route. Nous nous basons sur les valeurs relevées lors d'une étude réalisée pour la SANEF (Société des Autoroutes du Nord-Est de la France) par la société ARGOPOL en 1995. Ces données sont les suivantes :

Distance euclidienne à la route	NO ₂ (µg/m ³)	NO (µg/m ³)	NO/NO ₂
370	21	8	0,38
320	8	1,5	0,19
180	9	3	0,33
150	20	9	0,45
10	55,3	79,3	1,43
10	68,4	129,3	1,89
20	39	72	1,85
80	30	47	1,57
120	29,5	25,5	0,86
150	38	39	1,03
250	16	12	0,75
300	24	24	1,00
350	32	20	0,63
400	12,5	5	0,40
490	14	6	0,43
520	12	3,5	0,29
800	22	3	0,14
1000	20	3	0,15

On recherche une fonction reliant le rapport NO/NO₂ et la distance euclidienne. On obtient le modèle suivant :

$$\text{Rapport NO/NO}_2 = 7,415 * \text{distance_euclidienne}^{(-0,499)}$$



Graphique 35 : Modèle de régression non linéaire entre le rapport NO/NO₂ et la distance euclidienne à la route.

Source des données : SANEF-ARGOPOL, 1995, p. 123.

Le rapport NO/NO₂ est ensuite estimé pour chaque capteur passif, en fonction de la distance euclidienne qui le sépare de la route. Lorsque ce rapport est connu pour

chaque point de mesure, on le multiplie par la concentration de NO₂ en µg/m³ mesurée en ce point pour obtenir celle de NO. D'un point de vue législatif, les NO_x sont l'addition de NO et NO₂ en ppb, exprimés en équivalent NO₂. Cela revient à conduire les opérations suivantes : (a) NO_x ppb = (NO₂ en µg/m³ x 0,52) + (NO en µg/m³ x 0,8) ; puis (b) NO_x µg/m³ = NO_x ppb x 1,91 (cf. § 1.1.3, p. 74). Les tableaux suivants présentent les valeurs obtenues à Biriadou et en vallée d'Aspe.

Tableau 49 : Valeurs utiles à l'estimation des concentrations de NO_x à Biriadou

Nom du capteur	Dist_eucli ³²¹	Estimation				
		NO/NO ₂	NO ₂ en µg/m ³	NO en µg/m ³	NO _x ppb	NO _x µg/m ³
5 Km	2733.4	0.1	6.4	0.9	4.1	7.8
CAL-N240	255.4	0.5	10.4	4.9	9.3	17.7
CAL-N520	501.2	0.3	15.8	5.3	12.4	23.8
CAL-S110	124.0	0.7	14.8	9.9	15.7	29.9
CAL-S800	791.5	0.3	7.9	2.1	5.8	11.1
DOU-0	10.0	2.4	56.2	132.2	135.0	257.8
DOU-N175	253.2	0.5	22.5	10.6	20.2	38.5
DOU-N380	390.6	0.4	11.0	4.2	9.0	17.3
DOU-S120	150.0	0.6	19.0	11.5	19.1	36.5
DOU-S270	290.7	0.4	12.6	5.5	11.0	21.0
LU1-N1	10.0	2.4	36.1	84.9	86.7	165.5
LU1-N100	116.7	0.7	21.4	14.7	22.9	43.8
LU1-N280	280.8	0.4	19.8	8.8	17.3	33.1
LU1-N550	550.0	0.3	10.8	3.4	8.4	16.0
LU1-N730	731.5	0.3	16.0	4.4	11.8	22.6
LU1-S1	10.0	2.4	74.5	175.1	178.9	341.6
LU1-S150	145.1	0.6	16.2	10.0	16.5	31.4
LU1-S300	325.1	0.4	10.0	4.1	8.5	16.2
LU1-S45	50.1	1.1	28.6	30.1	38.9	74.3
LU1-S660	655.5	0.3	10.4	3.0	7.8	14.9
LU2-N1	10.0	2.4	49.2	115.6	118.1	225.5
LU2-N280	285.0	0.4	12.1	5.4	10.6	20.2
LU2-N30	50.1	1.1	17.9	18.9	24.4	46.7
LU2-S1	10.0	2.4	52.6	123.6	126.2	241.1
LU2-S100	125.0	0.7	17.9	11.9	18.8	35.9
LU2-S25	50.1	1.1	32.0	33.7	43.6	83.2
LU2-S300	310.0	0.4	10.0	4.2	8.6	16.5
LU2-S630	625.1	0.3	9.0	2.7	6.9	13.1
PEA-N1	10.0	2.4	30.3	71.2	72.7	138.8
PEA-N30	75.0	0.9	20.1	17.3	24.3	46.4
PEA-N350	354.1	0.4	11.6	4.6	9.7	18.6
PEA-N600	585.9	0.3	12.8	3.9	9.8	18.7

³²¹ On a évoqué la difficulté à conserver une bonne précision de ce qui se passe dans les tous premiers mètres de la chaussée. Dans le cas de cette estimation, nous avons fixé la distance euclidienne des capteurs passifs les plus proches de la chaussée à 10 mètres afin que les valeurs estimées soit en conformité avec les mesures fournies *in situ* par l'analyseur en continu SERES NO_x 2000, même si l'on note une légère surestimation.

Nom du capteur	Dist_eucli ³²¹	Estimation NO/NO ₂	NO ₂ en µg/m ³	NO en µg/m ³	NO _x ppb	NO _x µg/m ³
<i>PEA-S1</i>	10.0	2.4	35.7	84.0	85.8	163.8
<i>PEA-S160</i>	142.4	0.6	16.2	10.1	16.5	31.5
<i>PEA-S30</i>	50.1	1.1	20.7	21.8	28.2	53.9
<i>PEA-S400</i>	367.7	0.4	15.5	6.0	12.9	24.6
<i>SJ1-N1</i>	10.0	2.4	58.2	136.9	139.8	267.0
<i>SJ1-N20</i>	50.1	1.1	23.7	24.9	32.2	61.5
<i>SJ1-N220</i>	220.5	0.5	15.9	8.0	14.6	27.9
<i>SJ1-S1</i>	10.0	2.4	51.7	121.5	124.1	237.0
<i>SJ1-S1050</i>	1062.5	0.2	11.5	2.6	8.1	15.5
<i>SJ1-S1340</i>	1354.4	0.2	9.8	2.0	6.7	12.8
<i>SJ1-S1700</i>	1725.4	0.2	8.3	1.5	5.5	10.6
<i>SJ1-S20</i>	53.0	1.0	27.0	27.6	36.1	69.0
<i>SJ1-S200</i>	185.9	0.5	20.5	11.2	19.6	37.4
<i>SJ1-S280</i>	279.1	0.4	15.2	6.8	13.3	25.4
<i>SJ1-S550</i>	525.7	0.3	10.2	3.3	8.0	15.3
<i>SJ1-S760</i>	750.0	0.3	9.6	2.6	7.1	13.5
<i>SJ2a-N1</i>	10.0	2.4	45.7	107.4	109.7	209.5
<i>SJ2a-N30</i>	72.9	0.9	18.2	15.9	22.2	42.3
<i>SJ2a-S1</i>	10.0	2.4	43.5	102.2	104.3	199.3
<i>SJ2a-S20</i>	50.1	1.1	27.5	28.9	37.4	71.5
<i>SJ2a-S200</i>	195.5	0.5	16.7	8.9	15.8	30.2
<i>SJ2b-N1</i>	10.0	2.4	37.0	87.0	88.9	169.8
<i>SJ2b-S1</i>	10.0	2.4	46.2	108.6	110.9	211.9
<i>SJ2b-S150</i>	133.6	0.6	12.7	8.2	13.2	25.2
<i>SJ2b-S20</i>	50.1	1.1	26.0	27.3	35.4	67.6
<i>SJ2-N120</i>	146.1	0.6	15.2	9.3	15.4	29.3
<i>SJ2-S400</i>	387.7	0.4	13.7	5.2	11.3	21.6
<i>SJ2-S530</i>	509.8	0.3	16.9	5.6	13.3	25.3
<i>SJ2-S820</i>	796.9	0.3	9.4	2.5	6.9	13.1
<i>SJ3-N1</i>	10.0	2.4	36.8	86.4	88.2	168.5
<i>SJ3-N80</i>	110.8	0.7	22.5	15.9	24.4	46.6
<i>SJ3-S1</i>	10.0	2.4	46.9	110.2	112.5	214.9
<i>SJ3-S1000</i>	1003.5	0.2	8.9	2.1	6.3	12.1
<i>SJ3-S1450</i>	1444.3	0.2	8.6	1.7	5.8	11.1
<i>SJ3-S300</i>	287.3	0.4	12.1	5.3	10.5	20.1
<i>SJ3-S650</i>	631.3	0.3	12.8	3.8	9.7	18.5
<i>SJ4-N1</i>	10.0	2.4	44.4	104.3	106.6	203.5
<i>SJ4-N20</i>	50.1	1.1	29.3	30.9	39.9	76.3
<i>SJ4-S1</i>	10.0	2.4	47.3	111.2	113.6	216.9
<i>SJ4-S1000</i>	981.0	0.2	13.1	3.1	9.3	17.8
<i>SJ4-S20</i>	50.1	1.1	25.8	27.1	35.1	67.1
<i>SJ4-S420</i>	375.3	0.4	15.7	6.0	13.0	24.8
<i>SJ4-S650</i>	604.1	0.3	15.3	4.6	11.7	22.3
<i>Temoin BIR</i>	10.0	2.4	42.2	99.2	101.3	193.5
<i>Temoin SJL</i>	10.0	2.4	35.3	83.0	84.8	161.9

Tableau 50 : Valeurs utiles à l'estimation des concentrations de NO_x en vallée d'Aspe

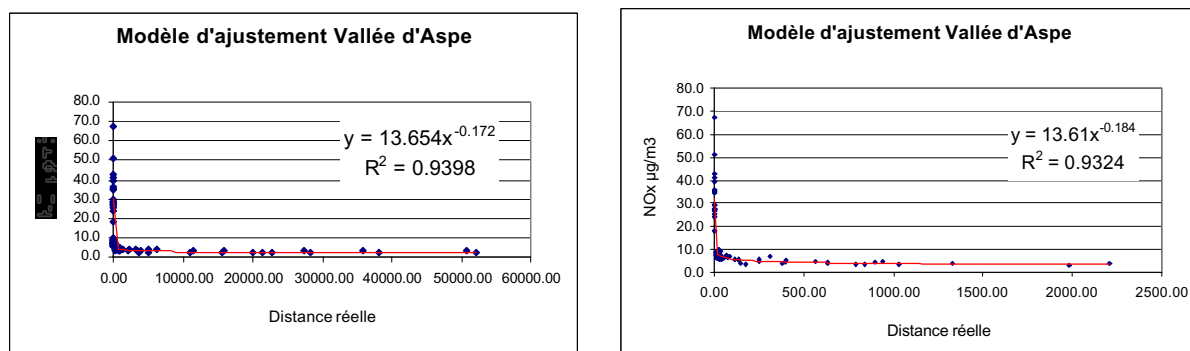
Nom du capteur	Dist_eucli ³²²	Estimation				
		NO/NO ₂	NO ₂ en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO _x en ppb	NO _x en $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<i>BED-E1</i>	10.0	2.4	8.6	20.1	20.5	39.2
<i>BED-E110</i>	55.0	1.0	2.8	2.8	3.7	7.1
<i>BED-E180</i>	125.0	0.7	3.5	2.3	3.7	7.1
<i>BED-E30</i>	50.0	1.1	2.4	2.6	3.3	6.3
<i>BED-E600</i>	560.0	0.3	2.3	0.7	1.7	3.3
<i>BED-W1100</i>	1126.0	0.2	2.3	0.5	1.6	3.1
<i>BED-W370</i>	442.0	0.4	2.3	0.8	1.8	3.5
<i>BED-W820</i>	850.0	0.3	2.3	0.6	1.7	3.2
<i>CAS-E1</i>	10.0	2.4	11.2	26.2	26.8	51.2
<i>CAS-E150</i>	119.0	0.7	2.7	1.8	2.9	5.5
<i>CAS-E80</i>	50.0	1.1	2.9	3.0	3.9	7.5
<i>CAS-E800</i>	675.5	0.3	2.8	0.8	2.1	4.0
<i>FAR-E1</i>	10.0	2.4	9.4	22.0	22.5	42.9
<i>FAR-E30</i>	50.0	1.1	3.6	3.8	4.9	9.4
<i>FAR-W170</i>	242.0	0.5	3.2	1.5	2.8	5.4
<i>FAR-W60</i>	125.0	0.7	2.9	1.9	3.0	5.8
<i>GEY-E1</i>	10.0	2.4	14.7	34.5	35.3	67.3
<i>GEY-E20</i>	50.0	1.1	3.8	4.0	5.2	9.8
<i>GEY-E220</i>	195.5	0.5	2.8	1.5	2.6	5.0
<i>GEY-E700</i>	641.5	0.3	2.0	0.6	1.5	2.9
<i>ICH-E1</i>	10.0	2.4	7.7	18.2	18.6	35.5
<i>ICH-E1400</i>	1071.0	0.2	2.3	0.5	1.6	3.0
<i>ICH-E1700</i>	1424.0	0.2	1.9	0.4	1.3	2.5
<i>ICH-E30</i>	50.0	1.1	3.4	3.6	4.7	8.9
<i>ICH-E500</i>	442.0	0.4	2.6	0.9	2.1	4.0
<i>ICH-W1</i>	10.0	2.4	7.8	18.4	18.8	35.9
<i>ICH-W1350</i>	1404.5	0.2	2.8	0.6	1.9	3.6
<i>ICH-W1900</i>	1970.0	0.2	2.3	0.4	1.5	2.9
<i>ICH-W2400</i>	2484.0	0.1	2.6	0.4	1.7	3.2
<i>ICH-W30</i>	95.0	0.8	3.5	2.7	4.0	7.6
<i>ICH-W400</i>	476.0	0.3	2.8	1.0	2.2	4.2
<i>ICH-W800</i>	862.0	0.3	2.7	0.7	2.0	3.7
<i>ORR-E1</i>	10.0	2.4	6.0	14.2	14.5	27.7
<i>ORR-W1</i>	10.0	2.4	5.8	13.7	14.0	26.8
<i>ORR-W20</i>	66.0	0.9	3.1	2.9	3.9	7.5
<i>ORR-W200</i>	217.0	0.5	2.2	1.1	2.0	3.8
<i>ORR-W360</i>	390.5	0.4	2.4	0.9	1.9	3.7
<i>PAU-W1</i>	10.0	2.4	9.0	21.2	21.6	41.3
<i>PAU-W30</i>	84.0	0.8	4.0	3.2	4.6	8.9
<i>PAU-W350</i>	417.0	0.4	2.6	1.0	2.1	4.1
<i>PAU-W500</i>	553.0	0.3	2.7	0.9	2.1	4.0
<i>PEY-90</i>	66.0	0.9	2.3	2.1	2.9	5.6
<i>PEY-B1</i>	10.0	2.4	5.2	12.3	12.5	23.9
<i>PEY-H1</i>	10.0	2.4	6.1	14.2	14.5	27.7
<i>SAR-E1</i>	50.0	1.1	6.9	7.3	9.4	18.0
<i>SAR-E100</i>	60.0	1.0	2.7	2.6	3.5	6.7

³²² Cf. note supra.

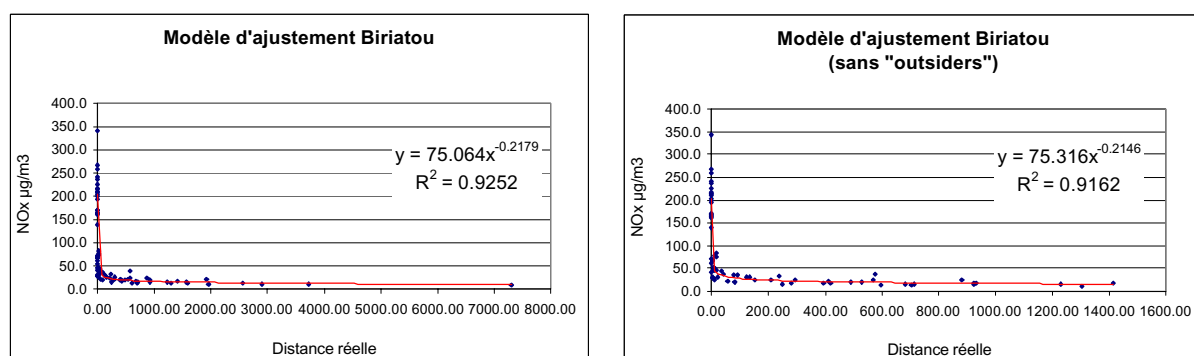
Nom du capteur	Dist_eucli ³²²	Estimation NO/NO ₂	NO ₂ en µg/m ³	NO en µg/m ³	NO _x en ppb	NO _x en µg/m ³
<i>SAR-E50</i>	50.0	1.1	3.2	3.4	4.4	8.4
<i>SAR-W1</i>	10.0	2.4	7.6	17.8	18.2	34.7
<i>SAR-W1200</i>	1130.5	0.2	2.0	0.4	1.4	2.6
<i>SAR-W160</i>	225.0	0.5	3.3	1.7	3.1	5.8
<i>SAR-W1600</i>	1542.5	0.2	1.9	0.4	1.3	2.4
<i>SAR-W2100</i>	1980.0	0.2	2.3	0.4	1.5	2.8
<i>SAR-W2750</i>	2760.0	0.1	2.5	0.4	1.6	3.1
<i>SAR-W3000</i>	2815.0	0.1	1.7	0.2	1.1	2.1
<i>SAR-W330</i>	385.0	0.4	3.1	1.2	2.5	4.8
<i>SAR-W360</i>	425.0	0.4	3.2	1.2	2.6	5.0
<i>SOM-E1</i>	10.0	2.4	5.5	12.9	13.2	25.2
<i>SOM-E280</i>	229.5	0.5	2.3	1.1	2.1	3.9
<i>SOM-E30</i>	51.0	1.0	2.8	3.0	3.9	7.4
<i>TUN-W1</i>	10.0	2.4	6.0	14.1	14.4	27.4
<i>TUN-W1000</i>	1085.0	0.2	1.8	0.4	1.3	2.4
<i>TUN-W1900</i>	1905.0	0.2	2.1	0.4	1.4	2.6
<i>TUN-W350</i>	395.0	0.4	2.2	0.8	1.8	3.4
<i>UR1-E1</i>	10.0	2.4	6.4	15.0	15.3	29.3
<i>UR1-E100</i>	81.5	0.8	2.6	2.1	3.0	5.8
<i>UR1-E20</i>	50.0	1.1	3.1	3.2	4.2	8.0
<i>UR1-E40</i>	50.0	1.1	2.9	3.0	3.9	7.5
<i>UR1-E80</i>	58.5	1.0	2.6	2.5	3.3	6.4
<i>UR1-W1</i>	10.0	2.4	6.4	14.9	15.3	29.1
<i>UR1-W250</i>	202.0	0.5	2.6	1.4	2.5	4.7
<i>UR1-W300</i>	262.0	0.5	2.6	1.2	2.3	4.5
<i>UR1-W350</i>	328.0	0.4	2.6	1.1	2.2	4.2
<i>UR1-W50</i>	61.0	1.0	3.0	2.9	3.8	7.3
<i>UR1-W80</i>	78.0	0.8	2.7	2.2	3.2	6.1
<i>UR2-E1</i>	10.0	2.4	5.9	13.8	14.1	27.0
<i>UR2-E100</i>	82.5	0.8	2.6	2.2	3.1	5.9
<i>UR2-E20</i>	50.0	1.1	3.2	3.3	4.3	8.3
<i>UR2-E40</i>	50.0	1.1	3.6	3.8	4.9	9.3
<i>UR2-E70</i>	60.0	1.0	2.7	2.6	3.5	6.7
<i>UR2-W1700</i>	1593.0	0.2	2.0	0.4	1.4	2.6
<i>UR2-W2000</i>	2001.0	0.2	2.0	0.3	1.3	2.5
<i>UR2-W25</i>	52.5	1.0	3.2	3.3	4.3	8.3
<i>UR2-W300</i>	335.0	0.4	2.6	1.0	2.2	4.1
<i>UR2-W400</i>	430.0	0.4	2.4	0.9	1.9	3.7
<i>UR2-W80</i>	85.0	0.8	2.7	2.2	3.2	6.1

Annexe 5 : Estimation de la qualité du modèle pour l'estimation des concentrations de NO_x

La méthode d'estimation de la qualité d'un modèle est exposée dans le texte (cf. § 3.4.4 Evaluation de la qualité du modèle, p. 280). Les modèles d'ajustement des concentrations de NO_x, avec et sans *outsiders*, pour la vallée d'Aspe et pour Bariatou sont donnés dans les graphiques suivants. Les concentrations de NO_x sont traitées à part car il s'agit de la seule expression de la charge polluante qui ne soit pas multiple des autres (intégration d'un coefficient hétérogène spatialement – cf. Annexe 4). C'est donc pour ne pas trop alourdir le corps du texte que ce point est traité en annexe.



Graphique 36 : Modèles d'ajustement pour la vallée d'Aspe, avec et sans outsiders pour les concentrations de NO_x en µg/m³



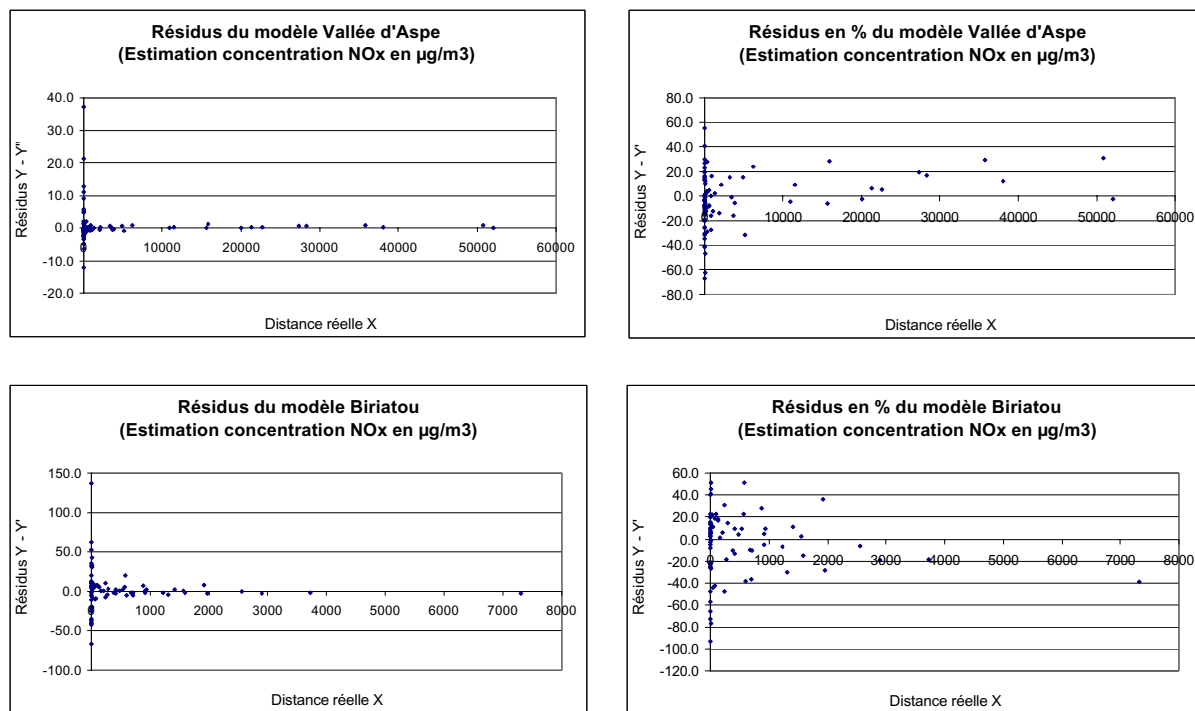
Graphique 37 : Modèles d'ajustement pour Bariatou, avec et sans outsiders pour les concentrations de NO_x en µg/m³

On note les très bons coefficients de détermination obtenus : 0,94 en vallée d'Aspe et 0,92 à Biriadou (le modèle offre un bon pouvoir explicatif et prédictif) ; mais aussi la faible influence des *outsiders* (robustesse). L'étude des résidus est relativement proche de celle concernant les dépôts et concentrations de NO₂, détaillée dans le texte, mais les résultats sont un peu moins bons, surtout à Biriadou :

	Vallée d'Aspe	Biriadou
Moyenne des résidus	- 2,28 %	- 4,0 %
Ecart-type des résidus	21,48 %	29,4 %

Tableau 51 : Synthèse sur les résidus du modèle d'estimation des concentrations NO_x (en valeur relative)

Globalement les résidus sont conformes au modèle mathématique (indépendance des résidus par rapport à X ; linéarité et homoscedasticité des résidus) [CHADULE, 1997, p. 100]. On note cependant que les écarts au modèle sont les plus importants à très grande proximité de la route.



Graphique 38 : Valeurs et distribution des résidus du modèle d'estimation des concentrations en NO_x pour la vallée d'Aspe et Biriadou.

Annexe 6 : Valeurs quotidiennes et calcul de l'Indicateur Comparatif de Pollution. Détails des calculs

A. Valeurs quotidiennes

ICP NO_x	Saint-Jean-de-Luz sud	Biriatou (péage)	Sarrance (basse vallée d'Aspe)	Urdos (haute vallée d'Aspe)	
Vitesse VL (km/h)	130	100 (descente) 75 (montée)	90 (descente) 80 (montée)	50 (descente) 50 (montée)	
Vitesse PL (km/h)	100	50 (descente) 35 (montée)	85 (descente) 50 (montée)	40 (descente) 30 (montée)	
Pente	0 %	4 à 6 %	0 à 4 %	4 à 6 %	
Année parc	1998	1998	1999	1999	
05/05/1998	3,5	2,0	01/04/1999	x	41,1
06/05/1998	6,0	3,2	02/04/1999	33,2	48,8
07/05/1998	10,4	4,3	03/04/1999	28,7	57,8
08/05/1998	7,3	5,3	04/04/1999	25,3	47,5
09/05/1998	14,2	9,0	05/04/1999	29,4	66,1
10/05/1998	16,7	17,0	06/04/1999	29,0	41,5
11/05/1998	26,7	15,6	07/04/1999	25,6	21,7
12/05/1998	6,5	4,7	08/04/1999	25,4	21,0
13/05/1998	14,0	7,1	09/04/1999	27,6	30,9
14/05/1998	9,7	4,4	10/04/1999	27,3	41,5
15/05/1998	7,1	4,6	11/04/1999	32,0	40,8
16/05/1998	11,2	6,9	12/04/1999	32,1	32,9
17/05/1998	15,0	9,3	13/04/1999	28,7	19,6
18/05/1998	15,4	8,4	14/04/1999	17,8	31,5
19/05/1998	9,2	7,7	15/04/1999	21,4	27,6
20/05/1998	13,8	5,3	16/04/1999	23,2	29,2
21/05/1998	11,6	8,6	17/04/1999	36,7	56,8
22/05/1998	10,2	6,5	18/04/1999	35,4	60,3
23/05/1998	17,3	6,4	19/04/1999	17,8	38,0
24/05/1998	16,1	9,6	20/04/1999	35,7	39,9
25/05/1998	6,3	5,6	21/04/1999	28,3	46,4
26/05/1998	x	5,6	22/04/1999	34,3	37,0
27/05/1998	5,0	4,3	23/04/1999	34,1	67,7
28/05/1998	3,6	4,1	24/04/1999	32,8	42,1
29/05/1998	19,4	3,9	25/04/1999	31,7	46,2
30/05/1998	19,2	4,7	26/04/1999	30,4	39,2
31/05/1998	17,0	14,2	27/04/1999	22,7	39,5
01/06/1998	5,2	8,9	28/04/1999	47,5	35,7
02/06/1998	10,4	8,7	29/04/1999	38,4	29,7
03/06/1998	10,1	4,1	30/04/1999	33,9	33,7
04/06/1998	12,5	3,9	01/05/1999	28,7	48,9
05/06/1998	9,2	4,0	02/05/1999	26,3	45,4
06/06/1998	13,1	5,1	03/05/1999	37,3	32,2
07/06/1998	10,8	8,4	04/05/1999	48,1	31,7
08/06/1998	12,5	6,6	05/05/1999	19,6	36,9
09/06/1998	12,8	5,5	06/05/1999	30,7	40,9

ICP NO_x	Saint-Jean-de-Luz sud	Biriatou (péage)		Sarrance (basse vallée d'Aspe)	Urdos (haute vallée d'Aspe)
10/06/1998	9,5	4,6	07/05/1999	28,9	41,2
11/06/1998	5,1	2,9	08/05/1999	24,0	43,7
12/06/1998	7,0	3,7	09/05/1999	34,7	36,8
13/06/1998	10,0	3,9	10/05/1999	35,1	34,7
14/06/1998	11,8	8,0	11/05/1999	37,2	35,5
15/06/1998	10,8	5,7	12/05/1999	32,1	31,7
16/06/1998	9,6	3,8	13/05/1999	16,6	43,4
17/06/1998	12,2	3,3	14/05/1999	29,5	31,9
18/06/1998	6,9	5,9	15/05/1999	26,6	35,5
19/06/1998	x	9,5	16/05/1999	28,7	42,4
20/06/1998	x	6,0	17/05/1999	35,2	37,7
21/06/1998	x	10,0	18/05/1999	34,2	31,2
22/06/1998	x	6,5	19/05/1999	44,3	26,7
23/06/1998	8,4	4,8	20/05/1999	52,8	37,3
24/06/1998	7,7	3,7	21/05/1999	32,8	31,7
25/06/1998	8,3	3,5	22/05/1999	25,8	33,2
26/06/1998	13,1	3,4	23/05/1999	23,7	38,5
27/06/1998	x	2,5	24/05/1999	18,0	31,8
28/06/1998	x	5,4	25/05/1999	24,7	50,4
29/06/1998	5,4	x	26/05/1999	27,3	48,0
30/06/1998	15,2	x	27/05/1999	33,6	29,5
01/07/1998	x	5,8	28/05/1999	27,5	31,5
02/07/1998	x	x	29/05/1999	27,3	67,1
03/07/1998	x	x	30/05/1999	34,6	61,5
04/07/1998	x	x	31/05/1999	29,8	37,4
05/07/1998	x	x	01/06/1999	32,3	31,9
06/07/1998	x	x	02/06/1999	17,7	23,7
07/07/1998	4,7	1,4	03/06/1999	13,4	44,4
08/07/1998	5,4	3,1	04/06/1999	10,6	33,3
09/07/1998	7,2	2,3	05/06/1999	17,8	29,8
10/07/1998	7,0	3,1	06/06/1999	57,5	28,6
11/07/1998	6,8	3,0	07/06/1999	10,0	30,9
12/07/1998	7,8	4,4	08/06/1999	18,0	22,1
13/07/1998	7,2	5,8	09/06/1999	27,5	21,4
14/07/1998	5,6	5,2	10/06/1999	24,5	32,1
15/07/1998	9,1	4,8	11/06/1999	26,1	27,7
16/07/1998	7,3	3,6	12/06/1999	18,8	36,3
17/07/1998	6,7	3,1	13/06/1999	25,0	33,6
18/07/1998	6,3	2,9	14/06/1999	18,1	26,8
19/07/1998	5,9	4,2	15/06/1999	26,0	30,4
20/07/1998	7,1	5,0	16/06/1999	24,6	33,3
21/07/1998	6,4	4,0	17/06/1999	28,5	45,4
22/07/1998	11,6	5,1	18/06/1999	24,5	45,4
23/07/1998	7,6	3,6	19/06/1999	14,8	31,0
24/07/1998	6,2	2,8	20/06/1999	20,5	21,7
25/07/1998	7,8	3,9	21/06/1999	25,3	30,0
26/07/1998	12,0	5,4	22/06/1999	18,1	22,1
27/07/1998	8,5	5,1	23/06/1999	24,6	39,8
28/07/1998	7,5	4,2	24/06/1999	17,3	54,9
29/07/1998	8,6	3,9	25/06/1999	24,8	70,2
30/07/1998	6,8	3,1	26/06/1999	20,3	39,0
31/07/1998	7,0	3,3	27/06/1999	18,0	28,5
01/08/1998	5,4	2,5	28/06/1999	15,1	32,0

ICP NO_x	Saint-Jean-de-Luz sud	Biriatou (péage)		Sarrance (basse vallée d'Aspe)	Urdos (haute vallée d'Aspe)
02/08/1998	5,0	2,2	29/06/1999	13,3	30,1
03/08/1998	4,7	2,0	30/06/1999	13,8	36,3
04/08/1998	5,3	2,3	01/07/1999	19,0	52,6
05/08/1998	8,0	2,9	02/07/1999	20,7	67,1
06/08/1998	8,4	3,2	03/07/1999	15,3	58,5
07/08/1998	9,3	3,8	04/07/1999	17,8	47,0
08/08/1998	10,1	4,8	05/07/1999	16,5	46,2
09/08/1998	10,8	5,5	06/07/1999	19,6	41,3
10/08/1998	9,6	5,0	07/07/1999	15,8	31,4
11/08/1998	5,0	4,6	08/07/1999	17,4	45,1
12/08/1998	7,3	4,0	09/07/1999	22,9	58,7
13/08/1998	4,5	2,7	10/07/1999	27,3	56,2
14/08/1998	7,8	3,9	11/07/1999	18,8	32,8
15/08/1998	7,7	5,0	12/07/1999	25,5	37,6
16/08/1998	7,6	4,4	13/07/1999	26,8	40,0
17/08/1998	8,1	3,5	14/07/1999	18,4	37,5
18/08/1998	6,0	3,2	15/07/1999	13,8	24,4
19/08/1998	5,4	2,1	16/07/1999	13,9	32,1
20/08/1998	5,9	2,7	17/07/1999	13,9	42,7
21/08/1998	4,8	2,8	18/07/1999	4,8	34,2
22/08/1998	4,5	2,3	19/07/1999	15,6	30,4
23/08/1998	3,8	2,8	20/07/1999	16,3	30,9
24/08/1998	4,0	1,9	21/07/1999	15,7	38,8
25/08/1998	3,7	1,8	22/07/1999	20,5	32,7
26/08/1998	4,3	2,4	23/07/1999	19,2	30,1
27/08/1998	4,7	2,8	24/07/1999	12,5	45,3
28/08/1998	5,8	3,2	25/07/1999	17,6	37,9
29/08/1998	7,5	3,6	26/07/1999	3,4	34,0
30/08/1998	8,8	9,4	27/07/1999	19,0	33,9
31/08/1998	6,7	2,4	28/07/1999	23,9	45,5
01/09/1998	9,0	8,1	29/07/1999	21,7	53,4
02/09/1998	9,0	6,6	30/07/1999	25,5	32,5
03/09/1998	9,4	4,7	31/07/1999	18,0	30,6
04/09/1998	10,2	5,2	01/08/1999	13,2	37,9
05/09/1998	7,8	4,9	02/08/1999	17,1	33,9
06/09/1998	10,8	10,7	03/08/1999	14,3	34,7
07/09/1998	12,0	6,6	04/08/1999	22,8	34,6
08/09/1998	13,8	7,7	05/08/1999	18,2	32,3
09/09/1998	11,7	6,8	06/08/1999	23,6	40,6
10/09/1998	10,9	4,8	07/08/1999	22,5	50,2
11/09/1998	10,7	5,8	08/08/1999	32,4	40,1
12/09/1998	5,7	3,5	09/08/1999	19,7	39,7
13/09/1998	5,0	x	10/08/1999	25,9	35,7
			11/08/1999	21,9	23,5
Moyenne	8,9	5,0	12/08/1999	17,3	24,0
			13/08/1999	19,3	22,2
			14/08/1999	18,9	31,9
			15/08/1999	17,8	24,2
			16/08/1999	21,3	20,6
			17/08/1999	18,3	16,4
			18/08/1999	18,0	12,4
			19/08/1999	16,3	x
			Moyenne	24,2	37,5

B. Saint-Jean-de-Luz sud

Tableau 52 : Données utilisées par IMPACT-ADEME[®] pour le calcul des émissions théoriques à Saint-Jean-de-Luz sud

<i>Sens</i>	<i>PL</i>	<i>VL</i>
<i>Vitesse</i>	100 Km/h	130 Km/h
<i>Pente</i>	0%	
<i>Distance</i>	200 mètres	
<i>Année du parc</i>	1998	
<i>Emission unitaire</i>	1.42311646	0.27527152

Tableau 53 : Trafic, émissions théoriques, concentrations de NO_x (µg/m³) et valeur de l'ICP quotidiens à Saint-Jean-de-Luz sud

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	<i>µg/m³ NO₂</i>	<i>ICP NO_x</i>
05/05/98	4634	4112	3208	3243	14222,4	18,5	3,5
06/05/98	4502	4455	3254	3515	14610,2	32,7	6,0
07/05/98	2850	5564	3449	4343	14119,0	54,3	10,4
08/05/98	2369	1344	5323	6534	8547,9	23,0	7,3
09/05/98	2682	3496	6007	5186	11873,1	62,2	14,2
10/05/98	2315	1515	5262	4600	8165,3	50,5	16,7
11/05/98	4545	3375	3272	3108	13027,3	128,8	26,7
12/05/98	4499	4427	3111	3223	14446,3	35,0	6,5
13/05/98	4427	4976	3317	3387	15227,0	79,1	14,0
14/05/98	3607	4661	3501	3529	13701,5	49,2	9,7
15/05/98	3775	4154	4329	4179	13625,9	35,7	7,1
16/05/98	2359	3795	4838	5300	11548,6	47,8	11,2
17/05/98	1977	1214	3543	4450	6741,4	37,4	15,0
18/05/98	4467	3267	3062	3235	12739,8	72,7	15,4
19/05/98	4552	4088	3326	3577	14195,9	48,2	9,2
20/05/98	3339	5826	3427	4808	15309,7	78,1	13,8
21/05/98	2057	1752	3494	5727	7958,9	34,1	11,6
22/05/98	3943	4076	5469	5472	14423,7	54,3	10,2
23/05/98	2522	3289	6504	5642	11613,2	74,5	17,3
24/05/98	2138	1128	4993	4252	7192,8	42,8	16,1
25/05/98	4477	3182	3360	3330	12741,2	29,6	6,3
26/05/98	4500	4179	3150	3227	14106,6	x	x
27/05/98	4357	4826	3423	3540	14985,2	27,8	5,0
28/05/98	3660	4865	3704	3781	14192,5	18,9	3,6
29/05/98	3707	4522	4649	4797	14311,0	103,0	19,4
30/05/98	1974	4308	5584	6402	12239,4	86,9	19,2
31/05/98	904	767	4582	5577	5174,5	32,6	17,0
01/06/98	2928	824	4474	3635	7571,7	14,6	5,2
02/06/98	6024	3415	3464	3428	15330,0	58,8	10,4
03/06/98	4184	4638	3265	3385	14385,3	53,7	10,1
04/06/98	3595	5045	3452	3564	14227,0	66,0	12,5
05/06/98	3698	4645	4587	4224	14298,5	48,7	9,2
06/06/98	2381	3923	5224	5179	11835,0	57,2	13,1
07/06/98	1749	1190	3379	4356	6311,8	25,3	10,8

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$	<i>ICP NO_x</i>
<i>08/06/98</i>	4377	3179	3075	3489	12560,0	58,1	12,5
<i>09/06/98</i>	4652	4049	3290	3420	14229,6	67,5	12,8
<i>10/06/98</i>	4620	4488	3752	3672	15005,4	52,6	9,5
<i>11/06/98</i>	3498	4734	3593	3937	13787,9	26,0	5,1
<i>12/06/98</i>	3472	4050	4883	4639	13325,8	34,5	7,0
<i>13/06/98</i>	2121	3505	5023	5592	10928,5	40,5	10,0
<i>14/06/98</i>	1593	1114	3328	4718	6067,2	26,4	11,8
<i>15/06/98</i>	4052	3094	3202	3621	12047,8	48,1	10,8
<i>16/06/98</i>	4612	4040	3282	3555	14194,8	50,6	9,6
<i>17/06/98</i>	4533	4552	3310	3636	14841,0	67,2	12,2
<i>18/06/98</i>	3757	4655	3730	3845	14056,4	36,0	6,9
<i>19/06/98</i>	3132	4029	4702	4483	12719,3	x	x
<i>20/06/98</i>	2325	3547	5499	5932	11503,2	x	x
<i>21/06/98</i>	1795	1182	3970	5506	6845,1	x	x
<i>22/06/98</i>	4364	3220	3708	4132	12951,0	x	x
<i>23/06/98</i>	4759	4079	3694	3901	14668,2	45,8	8,4
<i>24/06/98</i>	4463	4759	3915	4179	15352,0	43,6	7,7
<i>25/06/98</i>	3568	4806	4271	4840	14425,2	44,2	8,3
<i>26/06/98</i>	3786	4294	5448	6217	14709,8	71,2	13,1
<i>27/06/98</i>	2260	4168	5655	8418	13021,7	x	x
<i>28/06/98</i>	1641	1546	4374	6742	7595,4	x	x
<i>29/06/98</i>	4379	3433	3950	5129	13616,6	27,4	5,4
<i>30/06/98</i>	4453	4222	3901	4911	14771,2	83,2	15,2
<i>01/07/98</i>	4738	4888	4310	6631	16710,7	x	x
<i>02/07/98</i>	3671	4943	4394	6946	15380,3	x	x
<i>03/07/98</i>	3801	4629	5206	8448	15755,4	x	x
<i>04/07/98</i>	2160	4648	5799	12579	14747,5	x	x
<i>05/07/98</i>	1764	2263	4692	10174	9823,1	x	x
<i>06/07/98</i>	4397	3699	4169	7138	14634,0	x	x
<i>07/07/98</i>	4674	4337	4987	7750	16329,8	28,3	4,7
<i>08/07/98</i>	4460	5093	4622	6909	16769,2	33,6	5,4
<i>09/07/98</i>	3787	5251	5398	9307	16910,0	45,3	7,2
<i>10/07/98</i>	3902	5120	6521	12792	18155,7	47,3	7,0
<i>11/07/98</i>	2209	4990	7150	16797	16836,9	42,4	6,8
<i>12/07/98</i>	1769	2553	6443	12108	11257,3	32,5	7,8
<i>13/07/98</i>	2967	3805	6574	10638	14375,3	38,6	7,2
<i>14/07/98</i>	3197	1448	6101	7900	10464,5	21,7	5,6
<i>15/07/98</i>	5420	4678	5296	7729	17956,0	60,4	9,1
<i>16/07/98</i>	3631	5298	5914	9397	16921,7	46,1	7,3
<i>17/07/98</i>	3954	4729	7530	12931	17989,3	44,4	6,7
<i>18/07/98</i>	2395	4866	8098	16684	17155,0	40,2	6,3
<i>19/07/98</i>	1644	2187	6526	12347	10647,2	23,5	5,9
<i>20/07/98</i>	4344	3646	5905	7872	15163,1	39,9	7,1
<i>21/07/98</i>	4758	4474	6363	8950	17353,4	41,1	6,4
<i>22/07/98</i>	4549	4641	5674	7964	16832,6	72,6	11,6
<i>23/07/98</i>	3823	5006	6786	10516	17327,4	48,8	7,6
<i>24/07/98</i>	4063	4984	9779	16957	20234,6	46,8	6,2
<i>25/07/98</i>	1550	2821	9669	19094	14138,1	40,7	7,8
<i>26/07/98</i>	1860	2319	5324	2111	7993,8	35,5	12,0
<i>27/07/98</i>	4499	3661	6483	9564	16029,9	50,4	8,5

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$	<i>ICP NO_x</i>
<i>28/07/98</i>	4697	4290	7108	9416	17338,1	48,4	7,5
<i>29/07/98</i>	4388	4806	8307	12278	18750,6	60,0	8,6
<i>30/07/98</i>	4055	4728	10930	19054	20753,0	52,5	6,8
<i>31/07/98</i>	3243	4659	12881	27518	22366,2	58,3	7,0
<i>01/08/98</i>	1892	6206	10734	37890	24909,2	49,9	5,4
<i>02/08/98</i>	1788	4342	7104	31240	19278,7	35,7	5,0
<i>03/08/98</i>	4208	7765	7878	25537	26237,2	45,2	4,7
<i>04/08/98</i>	3924	7665	7776	21675	24599,5	48,3	5,3
<i>05/08/98</i>	3454	7357	8336	21689	23650,3	70,2	8,0
<i>06/08/98</i>	2954	6763	9720	23203	22891,2	70,9	8,4
<i>07/08/98</i>	3255	6793	12781	31021	26356,9	90,8	9,3
<i>08/08/98</i>	2033	5198	13026	34151	23277,0	87,3	10,1
<i>09/08/98</i>	1434	2842	8932	23366	14976,0	59,9	10,8
<i>10/08/98</i>	3246	5807	9470	21262	21343,1	75,5	9,6
<i>11/08/98</i>	3236	6253	10164	21322	22171,2	41,0	5,0
<i>12/08/98</i>	2903	6037	12285	25362	23085,8	62,2	7,3
<i>13/08/98</i>	2893	6108	13692	25659	23641,7	39,8	4,5
<i>14/08/98</i>	2767	5877	16806	30430	25304,1	73,2	7,8
<i>15/08/98</i>	1615	2745	17013	30312	19232,0	54,5	7,7
<i>16/08/98</i>	1728	2783	12615	22474	16078,7	45,3	7,6
<i>17/08/98</i>	3311	6139	13326	23377	23551,7	70,5	8,1
<i>18/08/98</i>	3184	6063	12789	22039	22746,7	50,8	6,0
<i>19/08/98</i>	3100	6072	13380	21932	22773,2	45,4	5,4
<i>20/08/98</i>	3019	5936	18032	27173	25187,7	54,6	5,9
<i>21/08/98</i>	3382	6067	21270	30494	27696,2	48,9	4,8
<i>22/08/98</i>	2514	4957	19545	29780	24209,9	40,2	4,5
<i>23/08/98</i>	1690	2790	13225	20682	15709,2	22,2	3,8
<i>24/08/98</i>	3471	6058	13276	20224	22782,5	33,7	4,0
<i>25/08/98</i>	3821	6851	14499	21423	25075,8	34,8	3,7
<i>26/08/98</i>	3968	7346	17207	23788	27385,9	43,4	4,3
<i>27/08/98</i>	3822	7372	22299	29074	30071,9	52,3	4,7
<i>28/08/98</i>	3812	6765	22220	29137	29189,4	62,7	5,8
<i>29/08/98</i>	2822	5500	21306	29210	25748,8	71,3	7,5
<i>30/08/98</i>	2391	3663	17279	24025	19985,4	64,8	8,8
<i>31/08/98</i>	4449	7511	13116	18393	25694,0	63,9	6,7
<i>01/09/98</i>	4788	3611	11257	5331	16519,0	55,0	9,0
<i>02/09/98</i>	4511	3878	9019	5152	15839,4	52,9	9,0
<i>03/09/98</i>	3798	4192	9415	5219	15399,0	53,5	9,4
<i>04/09/98</i>	4009	3531	11460	5922	15515,1	58,4	10,2
<i>05/09/98</i>	2472	3042	10957	7412	12903,5	37,4	7,8
<i>06/09/98</i>	1558	1143	6600	6168	7358,5	29,5	10,8
<i>07/09/98</i>	4097	3456	5615	4882	13638,3	60,5	12,0
<i>08/09/98</i>	3476	3086	4536	3210	11470,7	58,8	13,8
<i>09/09/98</i>	4238	4275	5154	4422	14751,0	63,9	11,7
<i>10/09/98</i>	3762	4369	5949	4839	14541,0	58,9	10,9
<i>11/09/98</i>	4055	3652	7393	5428	14497,2	57,2	10,7
<i>12/09/98</i>	2312	3241	7975	6977	12018,4	25,4	5,7
<i>13/09/98</i>	1558	1109	4733	5101	6502,5	12,0	5,0
Moyenne	3371	4222	7338	11122	15887	49,9	8,9

C. Biriadou

Tableau 54 : Données utilisées par IMPACT-ADEME[®] pour le calcul des émissions théoriques à Biriadou (péage)

<i>Sens</i>	<i>PL descente</i>	<i>PL montée</i>	<i>VL descente</i>	<i>VL montée</i>
<i>Vitesse</i>	50 Km/h	35 Km/h	100 Km/h	75 Km/h
<i>Pente</i>	"- 4 à 6 %"	"+ 4 à 6 %"	87 Km/h	
<i>Distance</i>	200 mètres			
<i>Année du parc</i>	1998			
<i>Emission unitaire</i>	0.58883469	6.40186592	0.18020982	

Tableau 55 : Trafic, émissions théoriques, concentrations de NO_x (µg/m³) et valeur de l'ICP quotidiens à Biriadou (péage)

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	<i>µg/m³ NO_x</i>	<i>ICP NO_x</i>
<i>05/05/98</i>	4634	4112	3208	3243	30215,7	60,0	2,0
<i>06/05/98</i>	4502	4455	3254	3515	32391,1	104,3	3,2
<i>07/05/98</i>	2850	5564	3449	4343	38702,4	166,7	4,3
<i>08/05/98</i>	2369	1344	5323	6534	12135,8	64,3	5,3
<i>09/05/98</i>	2682	3496	6007	5186	25977,3	233,4	9,0
<i>10/05/98</i>	2315	1515	5262	4600	12839,2	218,5	17,0
<i>11/05/98</i>	4545	3375	3272	3108	25432,3	397,7	15,6
<i>12/05/98</i>	4499	4427	3111	3223	32131,7	151,9	4,7
<i>13/05/98</i>	4427	4976	3317	3387	35670,6	253,2	7,1
<i>14/05/98</i>	3607	4661	3501	3529	33229,9	147,4	4,4
<i>15/05/98</i>	3775	4154	4329	4179	30349,4	139,0	4,6
<i>16/05/98</i>	2359	3795	4838	5300	27511,1	190,0	6,9
<i>17/05/98</i>	1977	1214	3543	4450	10376,4	96,7	9,3
<i>18/05/98</i>	4467	3267	3062	3235	24680,0	207,5	8,4
<i>19/05/98</i>	4552	4088	3326	3577	30095,2	230,8	7,7
<i>20/05/98</i>	3339	5826	3427	4808	40747,4	214,9	5,3
<i>21/05/98</i>	2057	1752	3494	5727	14089,0	120,7	8,6
<i>22/05/98</i>	3943	4076	5469	5472	30387,5	197,8	6,5
<i>23/05/98</i>	2522	3289	6504	5642	24729,6	159,4	6,4
<i>24/05/98</i>	2138	1128	4993	4252	10146,3	97,7	9,6
<i>25/05/98</i>	4477	3182	3360	3330	24212,6	135,9	5,6
<i>26/05/98</i>	4500	4179	3150	3227	30552,4	172,3	5,6
<i>27/05/98</i>	4357	4826	3423	3540	34715,8	150,4	4,3
<i>28/05/98</i>	3660	4865	3704	3781	34649,1	143,2	4,1
<i>29/05/98</i>	3707	4522	4649	4797	32834,3	129,1	3,9
<i>30/05/98</i>	1974	4308	5584	6402	30901,6	145,2	4,7
<i>31/05/98</i>	904	767	4582	5577	7273,3	103,5	14,2
<i>01/06/98</i>	2928	824	4474	3635	8460,6	75,3	8,9
<i>02/06/98</i>	6024	3415	3464	3428	26651,5	232,5	8,7
<i>03/06/98</i>	4184	4638	3265	3385	33353,9	138,1	4,1
<i>04/06/98</i>	3595	5045	3452	3564	35678,6	137,9	3,9
<i>05/06/98</i>	3698	4645	4587	4224	33502,0	133,8	4,0
<i>06/06/98</i>	2381	3923	5224	5179	28391,3	146,2	5,1
<i>07/06/98</i>	1749	1190	3379	4356	10042,0	84,5	8,4

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$	<i>ICP NO_x</i>
<i>08/06/98</i>	4377	3179	3075	3489	24111,8	158,2	6,6
<i>09/06/98</i>	4652	4049	3290	3420	29869,6	162,8	5,5
<i>10/06/98</i>	4620	4488	3752	3672	32789,9	152,0	4,6
<i>11/06/98</i>	3498	4734	3593	3937	33723,2	97,0	2,9
<i>12/06/98</i>	3472	4050	4883	4639	29687,9	111,2	3,7
<i>13/06/98</i>	2121	3505	5023	5592	25600,4	98,8	3,9
<i>14/06/98</i>	1593	1114	3328	4718	9519,7	75,8	8,0
<i>15/06/98</i>	4052	3094	3202	3621	23422,9	134,3	5,7
<i>16/06/98</i>	4612	4040	3282	3555	29811,3	112,7	3,8
<i>17/06/98</i>	4533	4552	3310	3636	33062,2	109,2	3,3
<i>18/06/98</i>	3757	4655	3730	3845	33378,0	196,1	5,9
<i>19/06/98</i>	3132	4029	4702	4483	29292,6	277,5	9,5
<i>20/06/98</i>	2325	3547	5499	5932	26136,4	157,4	6,0
<i>21/06/98</i>	1795	1182	3970	5506	10331,6	103,1	10,0
<i>22/06/98</i>	4364	3220	3708	4132	24596,5	159,0	6,5
<i>23/06/98</i>	4759	4079	3694	3901	30284,2	145,9	4,8
<i>24/06/98</i>	4463	4759	3915	4179	34553,1	129,2	3,7
<i>25/06/98</i>	3568	4806	4271	4840	34510,2	119,7	3,5
<i>26/06/98</i>	3786	4294	5448	6217	31821,1	107,8	3,4
<i>27/06/98</i>	2260	4168	5655	8418	30549,8	75,2	2,5
<i>28/06/98</i>	1641	1546	4374	6742	12866,8	69,6	5,4
<i>29/06/98</i>	4379	3433	3950	5129	26192,2	x	x
<i>30/06/98</i>	4453	4222	3901	4911	31238,8	x	x
<i>01/07/98</i>	4738	4888	4310	6631	36053,9	208,1	5,8
<i>02/07/98</i>	3671	4943	4394	6946	35849,6	x	x
<i>03/07/98</i>	3801	4629	5206	8448	34333,0	x	x
<i>04/07/98</i>	2160	4648	5799	12579	34339,7	x	x
<i>05/07/98</i>	1764	2263	4692	10174	18205,1	x	x
<i>06/07/98</i>	4397	3699	4169	7138	28307,2	x	x
<i>07/07/98</i>	4674	4337	4987	7750	32812,4	47,1	1,4
<i>08/07/98</i>	4460	5093	4622	6909	37308,9	116,0	3,1
<i>09/07/98</i>	3787	5251	5398	9307	38496,1	89,3	2,3
<i>10/07/98</i>	3902	5120	6521	12792	38555,6	120,5	3,1
<i>11/07/98</i>	2209	4990	7150	16797	37561,5	112,4	3,0
<i>12/07/98</i>	1769	2553	6443	12108	20728,7	91,8	4,4
<i>13/07/98</i>	2967	3805	6574	10638	29207,9	170,1	5,8
<i>14/07/98</i>	3197	1448	6101	7900	13675,5	71,1	5,2
<i>15/07/98</i>	5420	4678	5296	7729	35486,6	169,3	4,8
<i>16/07/98</i>	3631	5298	5914	9397	38814,3	140,3	3,6
<i>17/07/98</i>	3954	4729	7530	12931	36289,9	111,2	3,1
<i>18/07/98</i>	2395	4866	8098	16684	37027,7	107,6	2,9
<i>19/07/98</i>	1644	2187	6526	12347	18370,0	76,5	4,2
<i>20/07/98</i>	4344	3646	5905	7872	28381,9	141,3	5,0
<i>21/07/98</i>	4758	4474	6363	8950	34203,2	137,4	4,0
<i>22/07/98</i>	4549	4641	5674	7964	34847,4	179,0	5,1
<i>23/07/98</i>	3823	5006	6786	10516	37416,8	133,7	3,6
<i>24/07/98</i>	4063	4984	9779	16957	39117,4	107,6	2,8
<i>25/07/98</i>	1550	2821	9669	19094	24155,7	93,5	3,9
<i>26/07/98</i>	1860	2319	5324	2111	17281,0	93,1	5,4
<i>27/07/98</i>	4499	3661	6483	9564	28978,2	148,4	5,1

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$	<i>ICP NO_x</i>
<i>28/07/98</i>	4697	4290	7108	9416	33207,5	138,3	4,2
<i>29/07/98</i>	4388	4806	8307	12278	37060,8	145,5	3,9
<i>30/07/98</i>	4055	4728	10930	19054	38059,2	118,1	3,1
<i>31/07/98</i>	3243	4659	12881	27518	39016,2	129,1	3,3
<i>01/08/98</i>	1892	6206	10734	37890	49606,6	125,6	2,5
<i>02/08/98</i>	1788	4342	7104	31240	35759,7	80,2	2,2
<i>03/08/98</i>	4208	7765	7878	25537	58210,0	117,7	2,0
<i>04/08/98</i>	3924	7665	7776	21675	56688,2	129,7	2,3
<i>05/08/98</i>	3454	7357	8336	21689	54543,2	157,3	2,9
<i>06/08/98</i>	2954	6763	9720	23203	50968,3	160,9	3,2
<i>07/08/98</i>	3255	6793	12781	31021	53298,1	204,5	3,8
<i>08/08/98</i>	2033	5198	13026	34151	42975,8	204,5	4,8
<i>09/08/98</i>	1434	2842	8932	23366	24858,9	136,3	5,5
<i>10/08/98</i>	3246	5807	9470	21262	44625,2	222,0	5,0
<i>11/08/98</i>	3236	6253	10164	21322	47610,4	221,1	4,6
<i>12/08/98</i>	2903	6037	12285	25362	47141,8	189,3	4,0
<i>13/08/98</i>	2893	6108	13692	25659	47897,5	130,0	2,7
<i>14/08/98</i>	2767	5877	16806	30430	47765,5	186,2	3,9
<i>15/08/98</i>	1615	2745	17013	30312	27052,5	134,0	5,0
<i>16/08/98</i>	1728	2783	12615	22474	25157,3	111,5	4,4
<i>17/08/98</i>	3311	6139	13326	23377	47864,9	167,5	3,5
<i>18/08/98</i>	3184	6063	12789	22039	46965,7	149,5	3,2
<i>19/08/98</i>	3100	6072	13380	21932	47061,1	99,9	2,1
<i>20/08/98</i>	3019	5936	18032	27173	47925,6	131,2	2,7
<i>21/08/98</i>	3382	6067	21270	30494	50159,9	138,1	2,8
<i>22/08/98</i>	2514	4957	19545	29780	42103,2	95,3	2,3
<i>23/08/98</i>	1690	2790	13225	20682	24966,7	69,0	2,8
<i>24/08/98</i>	3471	6058	13276	20224	46863,4	89,6	1,9
<i>25/08/98</i>	3821	6851	14499	21423	52582,6	97,0	1,8
<i>26/08/98</i>	3968	7346	17207	23788	56752,3	136,8	2,4
<i>27/08/98</i>	3822	7372	22299	29074	58703,0	164,4	2,8
<i>28/08/98</i>	3812	6765	22220	29137	54808,3	174,6	3,2
<i>29/08/98</i>	2822	5500	21306	29210	45975,4	164,6	3,6
<i>30/08/98</i>	2391	3663	17279	24025	32301,3	303,7	9,4
<i>31/08/98</i>	4449	7511	13116	18393	56382,4	133,8	2,4
<i>01/09/98</i>	4788	3611	11257	5331	28925,8	233,1	8,1
<i>02/09/98</i>	4511	3878	9019	5152	30036,4	198,2	6,6
<i>03/09/98</i>	3798	4192	9415	5219	31710,2	148,5	4,7
<i>04/09/98</i>	4009	3531	11460	5922	28098,0	145,2	5,2
<i>05/09/98</i>	2472	3042	10957	7412	24240,3	117,8	4,9
<i>06/09/98</i>	1558	1143	6600	6168	10535,7	112,6	10,7
<i>07/09/98</i>	4097	3456	5615	4882	26429,0	173,2	6,6
<i>08/09/98</i>	3476	3086	4536	3210	23198,9	178,8	7,7
<i>09/09/98</i>	4238	4275	5154	4422	31589,1	216,2	6,8
<i>10/09/98</i>	3762	4369	5949	4839	32129,1	154,6	4,8
<i>11/09/98</i>	4055	3652	7393	5428	28077,8	162,6	5,8
<i>12/09/98</i>	2312	3241	7975	6977	24804,3	87,6	3,5
<i>13/09/98</i>	1558	1109	4733	5101	9789,3	x	x
<i>Moyenne</i>	3371	4222	7338	11122	32339	144,2	5,0

D. Sarrance (basse vallée d'Aspe)

Tableau 56 : Données utilisées par IMPACT-ADEME[®] pour le calcul des émissions théoriques à Sarrance (basse vallée d'Aspe)

<i>Sens</i>	<i>PL descente</i>	<i>PL montée</i>	<i>VL descente</i>	<i>VL montée</i>
<i>Vitesse</i>	85 Km/h	50 Km/h	90 Km/h	80 Km/h
<i>Pente</i>	"- 0 à 4 %"	"+ 0 à 4 %"	85 Km/h	
<i>Distance</i>	200 mètres			
<i>Année du parc</i>	1998			
<i>Emission unitaire</i>	0.78122637	3.06685476	0.153204011	

Tableau 57 : Trafic, émissions théoriques, concentrations de NO_x (µg/m³) et valeur de l'ICP quotidiens à Sarrance (basse vallée d'Aspe)

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	<i>µg/m³ NO_x</i>	<i>ICP NO_x</i>
<i>01/04/1999</i>	107	93	1472	1314	796,5	x	x
<i>02/04/1999</i>	67	106	1490	1651	858,2	28,5	33,2
<i>03/04/1999</i>	30	85	1587	2045	841,1	24,2	28,7
<i>04/04/1999</i>	16	50	1661	1792	693,6	17,5	25,3
<i>05/04/1999</i>	32	55	2587	1632	839,3	24,7	29,4
<i>06/04/1999</i>	128	132	1353	1249	902,6	26,1	29,0
<i>07/04/1999</i>	133	105	1252	1161	795,7	20,4	25,6
<i>08/04/1999</i>	133	129	1213	1113	855,1	21,7	25,4
<i>09/04/1999</i>	136	110	1361	1334	855,1	23,6	27,6
<i>10/04/1999</i>	45	67	1211	1306	625,0	17,1	27,3
<i>11/04/1999</i>	16	36	1438	1074	506,4	16,2	32,0
<i>12/04/1999</i>	141	140	1110	1064	872,0	28,0	32,1
<i>13/04/1999</i>	130	118	1148	1063	800,9	23,0	28,7
<i>14/04/1999</i>	131	106	1150	1110	773,3	13,8	17,8
<i>15/04/1999</i>	96	102	1180	1050	729,8	15,6	21,4
<i>16/04/1999</i>	78	83	1312	1284	713,1	16,6	23,2
<i>17/04/1999</i>	22	50	1071	1210	521,2	19,1	36,7
<i>18/04/1999</i>	18	45	1504	1330	586,4	20,8	35,4
<i>19/04/1999</i>	139	102	1128	1173	774,4	13,8	17,8
<i>20/04/1999</i>	115	95	1281	1205	763,5	27,3	35,7
<i>21/04/1999</i>	109	103	1286	1205	782,1	22,1	28,3
<i>22/04/1999</i>	106	101	1262	1169	763,7	26,2	34,3
<i>23/04/1999</i>	67	84	1332	1307	713,3	24,4	34,1
<i>24/04/1999</i>	34	57	1424	1452	641,7	21,0	32,8
<i>25/04/1999</i>	18	43	1651	1297	597,1	18,9	31,7
<i>26/04/1999</i>	91	102	1189	1065	729,7	22,2	30,4
<i>27/04/1999</i>	98	95	1172	1083	712,3	16,2	22,7
<i>28/04/1999</i>	106	104	1123	1053	735,9	34,9	47,5
<i>29/04/1999</i>	107	106	1262	1125	774,0	29,7	38,4
<i>30/04/1999</i>	88	96	1390	1336	781,4	26,5	33,9
<i>01/05/1999</i>	24	60	1644	1437	676,2	19,4	28,7
<i>02/05/1999</i>	26	51	1588	1063	581,7	15,3	26,3
<i>03/05/1999</i>	141	115	1059	924	765,8	28,6	37,3
<i>04/05/1999</i>	132	109	1036	940	739,1	35,5	48,1

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$	<i>ICP NO_x</i>
<i>05/05/1999</i>	124	116	1151	1087	794,0	15,6	19,6
<i>06/05/1999</i>	153	129	1175	1155	872,4	26,7	30,7
<i>07/05/1999</i>	125	100	1260	1327	802,2	23,2	28,9
<i>08/05/1999</i>	26	58	992	1142	525,5	12,6	24,0
<i>09/05/1999</i>	34	53	1732	1362	662,5	23,0	34,7
<i>10/05/1999</i>	118	128	1173	1058	827,4	29,1	35,1
<i>11/05/1999</i>	132	124	1218	1161	847,1	31,5	37,2
<i>12/05/1999</i>	132	147	1279	1480	977,0	31,3	32,1
<i>13/05/1999</i>	46	88	1590	1841	832,4	13,8	16,6
<i>14/05/1999</i>	103	126	1521	1546	936,7	27,7	29,5
<i>15/05/1999</i>	38	58	1528	1263	635,7	16,9	26,6
<i>16/05/1999</i>	28	45	1673	996	567,2	16,3	28,7
<i>17/05/1999</i>	109	117	1220	1087	797,3	28,0	35,2
<i>18/05/1999</i>	119	121	1138	1048	798,6	27,3	34,2
<i>19/05/1999</i>	121	103	1071	1036	734,4	32,5	44,3
<i>20/05/1999</i>	142	130	1138	1094	851,4	45,0	52,8
<i>21/05/1999</i>	124	124	1268	1469	895,9	29,4	32,8
<i>22/05/1999</i>	23	108	1350	2189	891,2	23,0	25,8
<i>23/05/1999</i>	20	55	1930	1897	770,9	18,3	23,7
<i>24/05/1999</i>	40	49	2533	1329	773,3	13,9	18,0
<i>25/05/1999</i>	141	119	1439	1156	871,2	21,5	24,7
<i>26/05/1999</i>	170	134	1319	1206	931,6	25,5	27,3
<i>27/05/1999</i>	147	128	1229	1143	871,7	29,3	33,6
<i>28/05/1999</i>	119	159	1389	1330	998,3	27,5	27,5
<i>29/05/1999</i>	38	66	1371	1351	650,6	17,8	27,3
<i>30/05/1999</i>	34	53	1697	1323	651,1	22,6	34,6
<i>31/05/1999</i>	103	115	1185	1133	787,3	23,5	29,8
<i>01/06/1999</i>	121	115	1217	1094	800,3	25,8	32,3
<i>02/06/1999</i>	111	118	1232	1117	807,8	14,3	17,7
<i>03/06/1999</i>	127	118	1261	1170	834,8	11,2	13,4
<i>04/06/1999</i>	129	133	1334	1384	925,5	9,8	10,6
<i>05/06/1999</i>	28	87	1346	1441	714,6	12,7	17,8
<i>06/06/1999</i>	36	50	1678	1253	629,4	36,2	57,5
<i>07/06/1999</i>	85	124	1213	1131	806,6	8,0	10,0
<i>08/06/1999</i>	130	106	1190	1140	783,3	14,1	18,0
<i>09/06/1999</i>	129	108	1203	1144	791,5	21,8	27,5
<i>10/06/1999</i>	146	127	1244	1187	874,7	21,4	24,5
<i>11/06/1999</i>	104	96	1349	1407	798,2	20,9	26,1
<i>12/06/1999</i>	55	67	1378	1425	676,7	12,7	18,8
<i>13/06/1999</i>	17	46	1862	1438	659,7	16,5	25,0
<i>14/06/1999</i>	99	116	1176	1117	784,9	14,2	18,1
<i>15/06/1999</i>	165	130	1279	1231	910,4	23,7	26,0
<i>16/06/1999</i>	122	130	1334	1208	884,4	21,8	24,6
<i>17/06/1999</i>	102	129	1381	1261	879,4	25,1	28,5
<i>18/06/1999</i>	96	106	1495	1513	860,3	21,0	24,5
<i>19/06/1999</i>	116	93	2280	1687	982,1	14,5	14,8
<i>20/06/1999</i>	22	56	2043	1471	725,7	14,9	20,5
<i>21/06/1999</i>	88	104	1220	1085	741,8	18,8	25,3
<i>22/06/1999</i>	151	106	1297	1249	832,4	15,1	18,1
<i>23/06/1999</i>	113	100	1346	1189	783,1	19,3	24,6

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$	<i>ICP NO_x</i>
<i>24/06/1999</i>	166	138	1398	1292	964,2	16,7	17,3
<i>25/06/1999</i>	88	112	1425	1433	849,3	21,1	24,8
<i>26/06/1999</i>	30	84	1436	1347	706,2	14,3	20,3
<i>27/06/1999</i>	27	63	1804	1420	707,7	12,7	18,0
<i>28/06/1999</i>	118	112	1337	1224	829,3	12,5	15,1
<i>29/06/1999</i>	124	135	1423	1301	929,5	12,3	13,3
<i>30/06/1999</i>	154	118	1358	1329	894,9	12,3	13,8
<i>01/07/1999</i>	131	131	1564	1437	963,3	18,3	19,0
<i>02/07/1999</i>	123	123	1603	1639	971,2	20,1	20,7
<i>03/07/1999</i>	99	99	1502	1746	876,8	13,5	15,3
<i>04/07/1999</i>	84	84	2034	1691	894,7	16,0	17,8
<i>05/07/1999</i>	149	149	1471	1413	1014,8	16,8	16,5
<i>06/07/1999</i>	149	149	1534	1493	1036,7	20,3	19,6
<i>07/07/1999</i>	148	148	1544	1512	1038,2	16,4	15,8
<i>08/07/1999</i>	138	138	1677	1608	1033,0	17,9	17,4
<i>09/07/1999</i>	140	140	1713	1828	1080,8	24,8	22,9
<i>10/07/1999</i>	98	98	1713	2057	953,8	26,1	27,3
<i>11/07/1999</i>	76	76	2353	2003	959,6	18,1	18,8
<i>12/07/1999</i>	153	153	1634	1605	1083,8	27,7	25,5
<i>13/07/1999</i>	156	156	1704	1822	1139,3	30,6	26,8
<i>14/07/1999</i>	68	68	1845	1812	823,5	15,1	18,4
<i>15/07/1999</i>	159	159	1874	1781	1173,3	16,2	13,8
<i>16/07/1999</i>	153	153	1944	1977	1190,9	16,5	13,9
<i>17/07/1999</i>	120	120	2051	2200	1111,5	15,5	13,9
<i>18/07/1999</i>	95	95	2236	1881	995,4	4,8	4,8
<i>19/07/1999</i>	146	146	1740	1707	1089,5	17,0	15,6
<i>20/07/1999</i>	183	183	1706	1736	1233,3	20,1	16,3
<i>21/07/1999</i>	150	150	1918	1799	1145,4	18,0	15,7
<i>22/07/1999</i>	155	155	1957	1851	1179,5	24,2	20,5
<i>23/07/1999</i>	139	139	2029	2039	1158,5	22,2	19,2
<i>24/07/1999</i>	132	132	2157	2299	1189,2	14,9	12,5
<i>25/07/1999</i>	105	105	3162	2670	1298,5	22,9	17,6
<i>26/07/1999</i>	168	168	1961	1850	1231,9	4,2	3,4
<i>27/07/1999</i>	165	165	1857	1733	1183,8	22,5	19,0
<i>28/07/1999</i>	149	149	1909	1756	1134,5	27,2	23,9
<i>29/07/1999</i>	158	158	2058	1782	1196,0	26,0	21,7
<i>30/07/1999</i>	163	163	2074	1944	1243,5	31,7	25,5
<i>31/07/1999</i>	155	155	2138	2379	1288,2	23,2	18,0
<i>01/08/1999</i>	101	115	2619	1010	987,6	13,0	13,2
<i>02/08/1999</i>	131	196	2039	755	1131,2	19,3	17,1
<i>03/08/1999</i>	126	210	2113	846	1196,6	17,2	14,3
<i>04/08/1999</i>	156	185	2188	763	1142,0	26,1	22,8
<i>05/08/1999</i>	137	175	2212	800	1105,8	20,2	18,2
<i>06/08/1999</i>	154	183	2211	763	1135,9	26,8	23,6
<i>07/08/1999</i>	41	127	2475	1059	962,1	21,6	22,5
<i>08/08/1999</i>	53	114	2755	1186	995,6	32,3	32,4
<i>09/08/1999</i>	160	209	2406	831	1263,2	24,8	19,7
<i>10/08/1999</i>	160	188	2457	971	1228,5	31,9	25,9
<i>11/08/1999</i>	144	171	2143	771	1083,4	23,7	21,9
<i>12/08/1999</i>	139	192	2634	934	1243,4	21,5	17,3

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$	<i>ICP NO_x</i>
<i>13/08/1999</i>	132	177	2618	863	1178,6	22,7	19,3
<i>14/08/1999</i>	53	136	2788	1061	1048,0	19,9	18,9
<i>15/08/1999</i>	52	93	2856	1122	933,8	16,6	17,8
<i>16/08/1999</i>	154	189	2354	828	1188,2	25,3	21,3
<i>17/08/1999</i>	150	202	2490	891	1253,9	22,9	18,3
<i>18/08/1999</i>	143	183	2491	903	1194,2	21,5	18,0
<i>19/08/1999</i>	155	177	2437	830	1163,9	18,9	16,3
<i>20/08/1999</i>	147	173	2407	950	1158,6	9,7	8,4
<i>Moyenne</i>	106	116	1644	1350	898	20,9	24,2

E. Urdos (haute vallée d'Aspe)

Tableau 58 : Données utilisées par IMPACT-ADEME[®] pour le calcul des émissions théoriques à Urdos (haute vallée d'Aspe)

<i>Sens</i>	<i>PL descente</i>	<i>PL montée</i>	<i>VL descente</i>	<i>VL montée</i>
<i>Vitesse</i>	40 Km/h	30 Km/h	50 Km/h	50 Km/h
<i>Pente</i>	"- 4 à 6 %"	"+ 4 à 6 %"	50 Km/h	
<i>Distance</i>	200 mètres			
<i>Année du parc</i>	1999			
<i>Emission unitaire</i>	0.88397743	5.87564732	0.133584564	

Tableau 59 : Trafic, émissions théoriques, concentrations de NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) et valeur de l'ICP quotidiens à Urdos (haute vallée d'Aspe)

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$	<i>ICP NO_x</i>
<i>01/04/1999</i>	66	41	523	464	431,1	17,7	41,1
<i>02/04/1999</i>	30	42	613	711	450,2	22,0	48,8
<i>03/04/1999</i>	13	22	703	920	357,6	20,7	57,8
<i>04/04/1999</i>	9	15	841	961	336,8	16,0	47,5
<i>05/04/1999</i>	32	11	1006	694	320,0	21,2	66,1
<i>06/04/1999</i>	73	83	374	369	651,5	27,0	41,5
<i>07/04/1999</i>	91	70	345	333	582,3	12,7	21,7
<i>08/04/1999</i>	82	88	324	338	678,0	14,2	21,0
<i>09/04/1999</i>	94	65	345	380	561,9	17,4	30,9
<i>10/04/1999</i>	23	25	392	420	275,7	11,4	41,5
<i>11/04/1999</i>	31	13	479	411	222,7	9,1	40,8
<i>12/04/1999</i>	83	94	300	300	705,8	23,2	32,9
<i>13/04/1999</i>	95	92	296	260	698,8	13,7	19,6
<i>14/04/1999</i>	88	75	294	301	597,9	18,8	31,5
<i>15/04/1999</i>	58	50	300	247	418,1	11,5	27,6
<i>16/04/1999</i>	55	46	330	346	409,2	12,0	29,2
<i>17/04/1999</i>	28	18	296	397	223,1	12,7	56,8
<i>18/04/1999</i>	18	9	441	439	186,3	11,2	60,3
<i>19/04/1999</i>	87	56	326	379	500,1	19,0	38,0

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$	<i>ICP NO_x</i>
<i>20/04/1999</i>	68	54	345	325	466,9	18,6	39,9
<i>21/04/1999</i>	60	49	476	398	457,7	21,2	46,4
<i>22/04/1999</i>	68	57	372	334	489,3	18,1	37,0
<i>23/04/1999</i>	63	33	477	432	371,0	25,1	67,7
<i>24/04/1999</i>	28	18	475	472	257,0	10,8	42,1
<i>25/04/1999</i>	28	19	604	504	284,4	13,2	46,2
<i>26/04/1999</i>	61	71	321	331	558,2	21,9	39,2
<i>27/04/1999</i>	73	49	322	299	435,4	17,2	39,5
<i>28/04/1999</i>	78	63	344	296	524,6	18,7	35,7
<i>29/04/1999</i>	52	51	316	311	429,4	12,8	29,7
<i>30/04/1999</i>	49	53	415	373	460,0	15,5	33,7
<i>01/05/1999</i>	22	16	419	561	244,4	11,9	48,9
<i>02/05/1999</i>	46	29	534	356	329,9	15,0	45,4
<i>03/05/1999</i>	109	88	317	322	698,8	22,5	32,2
<i>04/05/1999</i>	95	73	260	242	580,0	18,4	31,7
<i>05/05/1999</i>	88	73	279	273	580,5	21,4	36,9
<i>06/05/1999</i>	61	57	296	304	469,0	19,2	40,9
<i>07/05/1999</i>	62	34	278	320	334,5	13,8	41,2
<i>08/05/1999</i>	18	19	341	453	233,6	10,2	43,7
<i>09/05/1999</i>	30	28	615	487	338,2	12,5	36,8
<i>10/05/1999</i>	79	80	317	331	626,4	21,7	34,7
<i>11/05/1999</i>	86	58	302	324	500,4	17,8	35,5
<i>12/05/1999</i>	62	77	342	449	612,9	19,4	31,7
<i>13/05/1999</i>	41	33	537	779	405,9	17,6	43,4
<i>14/05/1999</i>	71	56	492	523	527,4	16,8	31,9
<i>15/05/1999</i>	28	22	554	469	290,7	10,3	35,5
<i>16/05/1999</i>	37	14	699	366	257,2	10,9	42,4
<i>17/05/1999</i>	63	74	322	288	572,0	21,5	37,7
<i>18/05/1999</i>	85	69	313	292	561,4	17,5	31,2
<i>19/05/1999</i>	102	72	290	303	592,4	15,8	26,7
<i>20/05/1999</i>	98	69	347	298	578,2	21,6	37,3
<i>21/05/1999</i>	92	63	345	402	551,3	17,5	31,7
<i>22/05/1999</i>	39	40	569	683	436,7	14,5	33,2
<i>23/05/1999</i>	18	21	747	779	343,2	13,2	38,5
<i>24/05/1999</i>	42	22	768	465	331,1	10,5	31,8
<i>25/05/1999</i>	48	33	341	254	315,8	15,9	50,4
<i>26/05/1999</i>	70	68	372	357	558,8	26,8	48,0
<i>27/05/1999</i>	70	74	343	344	588,4	17,4	29,5
<i>28/05/1999</i>	75	98	369	387	743,1	23,4	31,5
<i>29/05/1999</i>	25	19	392	369	235,4	15,8	67,1
<i>30/05/1999</i>	21	14	528	470	234,1	14,4	61,5
<i>31/05/1999</i>	72	78	316	294	603,4	22,6	37,4
<i>01/06/1999</i>	80	60	316	294	504,7	16,1	31,9
<i>02/06/1999</i>	70	56	378	335	486,2	11,5	23,7
<i>03/06/1999</i>	77	58	352	336	500,8	22,2	44,4
<i>04/06/1999</i>	87	56	372	403	509,5	17,0	33,3
<i>05/06/1999</i>	35	50	416	424	436,9	13,0	29,8
<i>06/06/1999</i>	34	22	581	489	302,3	8,6	28,6
<i>07/06/1999</i>	56	74	303	295	564,2	17,4	30,9
<i>08/06/1999</i>	87	48	335	348	450,2	10,0	22,1

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$	<i>ICP NO_x</i>
<i>09/06/1999</i>	65	63	358	361	523,7	11,2	21,4
<i>10/06/1999</i>	85	61	353	346	526,9	16,9	32,1
<i>11/06/1999</i>	77	38	373	372	390,9	10,8	27,7
<i>12/06/1999</i>	24	32	482	494	339,6	12,3	36,3
<i>13/06/1999</i>	41	16	565	516	274,7	9,2	33,6
<i>14/06/1999</i>	82	71	340	368	584,2	15,7	26,8
<i>15/06/1999</i>	90	71	376	363	595,4	18,1	30,4
<i>16/06/1999</i>	79	76	376	367	615,6	20,5	33,3
<i>17/06/1999</i>	53	60	382	334	495,0	22,5	45,4
<i>18/06/1999</i>	63	37	399	409	381,0	17,3	45,4
<i>19/06/1999</i>	46	43	791	553	472,9	14,7	31,0
<i>20/06/1999</i>	37	35	751	630	422,8	9,2	21,7
<i>21/06/1999</i>	71	69	387	391	572,1	17,1	30,0
<i>22/06/1999</i>	98	51	418	416	497,7	11,0	22,1
<i>23/06/1999</i>	82	42	453	409	434,4	17,3	39,8
<i>24/06/1999</i>	58	57	408	416	496,3	27,2	54,9
<i>25/06/1999</i>	56	34	488	450	374,6	26,3	70,2
<i>26/06/1999</i>	43	31	513	514	357,3	13,9	39,0
<i>27/06/1999</i>	42	39	725	631	447,4	12,8	28,5
<i>28/06/1999</i>	64	59	406	389	509,4	16,3	32,0
<i>29/06/1999</i>	88	70	470	405	606,0	18,2	30,1
<i>30/06/1999</i>	68	55	436	438	500,0	18,2	36,3
<i>01/07/1999</i>	75	64	468	462	566,6	29,8	52,6
<i>02/07/1999</i>	52	43	655	615	468,3	31,4	67,1
<i>03/07/1999</i>	50	32	598	644	398,1	23,3	58,5
<i>04/07/1999</i>	37	37	883	769	470,8	22,1	47,0
<i>05/07/1999</i>	82	70	498	517	619,4	28,6	46,2
<i>06/07/1999</i>	76	71	496	560	625,4	25,8	41,3
<i>07/07/1999</i>	67	73	541	552	634,2	19,9	31,4
<i>08/07/1999</i>	67	71	556	602	631,1	28,5	45,1
<i>09/07/1999</i>	75	50	612	700	535,3	31,4	58,7
<i>10/07/1999</i>	47	34	745	904	461,6	26,0	56,2
<i>11/07/1999</i>	26	35	975	1016	494,6	16,2	32,8
<i>12/07/1999</i>	93	84	655	667	752,4	28,3	37,6
<i>13/07/1999</i>	77	89	634	666	764,7	30,6	40,0
<i>14/07/1999</i>	25	24	813	882	389,5	14,6	37,5
<i>15/07/1999</i>	102	84	747	758	784,8	19,2	24,4
<i>16/07/1999</i>	86	65	842	835	682,0	21,9	32,1
<i>17/07/1999</i>	42	32	1019	952	488,4	20,8	42,7
<i>18/07/1999</i>	41	34	1297	1094	555,4	19,0	34,2
<i>19/07/1999</i>	71	86	695	707	755,4	22,9	30,4
<i>20/07/1999</i>	122	102	691	688	891,4	27,5	30,9
<i>21/07/1999</i>	78	67	765	830	675,7	26,2	38,8
<i>22/07/1999</i>	94	68	926	843	718,9	23,5	32,7
<i>23/07/1999</i>	80	74	754	795	712,4	21,4	30,1
<i>24/07/1999</i>	68	39	1005	1004	557,6	25,3	45,3
<i>25/07/1999</i>	39	35	1396	1175	583,6	22,1	37,9
<i>26/07/1999</i>	99	88	784	811	817,6	27,8	34,0
<i>27/07/1999</i>	108	90	766	704	820,6	27,8	33,9
<i>28/07/1999</i>	70	86	833	739	777,2	35,3	45,5

	<i>PL EF</i>	<i>PL FE</i>	<i>VL EF</i>	<i>VL FE</i>	<i>Emissions</i>	$\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_x$	<i>ICP NO_x</i>
<i>29/07/1999</i>	108	64	801	714	673,9	36,0	53,4
<i>30/07/1999</i>	92	65	863	838	690,5	22,4	32,5
<i>31/07/1999</i>	55	51	1087	1149	647,0	19,8	30,6
<i>01/08/1999</i>	31	31	1148	1238	528,3	20,0	37,9
<i>02/08/1999</i>	99	94	969	1022	905,8	30,7	33,9
<i>03/08/1999</i>	102	93	1022	1110	921,4	32,0	34,7
<i>04/08/1999</i>	111	90	1102	1016	909,9	31,5	34,6
<i>05/08/1999</i>	85	79	1081	1013	819,0	26,4	32,3
<i>06/08/1999</i>	113	88	974	997	880,2	35,7	40,6
<i>07/08/1999</i>	44	26	1172	1212	510,1	25,6	50,2
<i>08/08/1999</i>	56	38	1449	1328	643,7	25,8	40,1
<i>09/08/1999</i>	127	95	1196	1100	977,2	38,8	39,7
<i>10/08/1999</i>	117	88	1264	1237	954,6	34,1	35,7
<i>11/08/1999</i>	97	76	1060	978	804,5	18,9	23,5
<i>12/08/1999</i>	77	91	1157	1196	917,1	22,0	24,0
<i>13/08/1999</i>	78	52	1194	1111	682,4	15,2	22,2
<i>14/08/1999</i>	55	24	1325	1251	533,7	17,0	31,9
<i>15/08/1999</i>	29	26	1396	1277	535,5	12,9	24,2
<i>16/08/1999</i>	102	82	1083	1057	857,8	17,7	20,6
<i>17/08/1999</i>	127	98	1225	1166	1007,5	16,5	16,4
<i>18/08/1999</i>	89	82	1208	1120	871,5	10,8	12,4
<i>19/08/1999</i>	86	74	1163	1091	811,9	x	x
<i>20/08/1999</i>	111	78	1148	1140	862,1	x	x
<i>Moyenne</i>	66	55	613	596	545	19,4	37,5

Annexe 7 : Données utilisées pour l'ACP de la vallée d'Aspe visant la mise en relation des valeurs de l'ICP NO_x avec les paramètres météorologiques

	Individu	Date	ICP NO _x	Fm	Tair	UU	RayG	Pluie Accous	Stabilité
	1	02/04/1999	33.2	0.7	11.9	65.4	36.1	0.001	2
	2	03/04/1999	28.7	0.4	12.1	84.3	11.1	68	2
	3	04/04/1999	25.3	0.5	13.3	82.4	36.1	0.001	2
	4	05/04/1999	29.4	0.5	14.1	71.2	41.2	0.001	2
	5	06/04/1999	29.0	1.1	11.1	84.8	26	19	2
	6	07/04/1999	25.6	0.4	10.3	84.5	19.1	120	3
	7	08/04/1999	25.4	0.4	9.1	80	18.9	8	3
	8	09/04/1999	27.6	0.7	7.8	54.4	21.3	2	2
	9	10/04/1999	27.3	0.8	9.1	79.2	37.8	30	2
	10	11/04/1999	32.0	0.3	9	83.6	17.3	51	2
	11	12/04/1999	32.1	0.4	8.8	85	9.6	240	3
	12	13/04/1999	28.7	0.3	7.2	86.5	15	80	3
	13	14/04/1999	17.8	0.9	8.4	79.1	29	200	1
	14	15/04/1999	21.4	0.6	5.4	74.4	29.1	0.001	3
	15	16/04/1999	23.2	1.4	5.7	66.5	40.9	40	3
	16	17/04/1999	36.7	0.4	5.1	87.3	8.2	296	3
	17	18/04/1999	35.4	0.3	6.4	85.9	18.4	10	3
	18	19/04/1999	17.8	1	10.3	70.8	43	0.001	1
	19	20/04/1999	35.7	1.2	14.4	67.3	12.1	70	2
Sarrance	20	21/04/1999	28.3	1	13.2	69.8	38.2	50	3
	21	22/04/1999	34.3	0.4	10.3	82.8	26.5	80	2
	22	23/04/1999	34.1	1	10.1	75.5	14.6	220	2
	23	24/04/1999	32.8	0.4	9.5	81	37.3	30	2
	24	25/04/1999	31.7	1	10.8	72.3	25.5	100	2
	25	26/04/1999	30.4	0.4	9.5	83.9	31.2	4	2
	26	27/04/1999	22.7	0.4	10	86	23.8	15	2
	27	28/04/1999	47.5	0.1	8.7	94.4	6.3	190	2
	28	29/04/1999	38.4	0.7	12.7	69	39.6	3	3
	29	30/04/1999	33.9	0.5	13.3	73.5	41.6	23	2
	30	01/05/1999	28.7	0.4	14.6	77.3	31.8	115	2
	31	02/05/1999	26.3	0.2	13.2	90.5	12.7	32	3
	32	03/05/1999	37.3	0.2	11.7	95.1	4.4	270	3
	33	04/05/1999	48.1	0.1	11.2	96.1	3.5	130	3
	34	05/05/1999	19.6	0.6	14.9	81.8	34.1	0.001	2
	35	06/05/1999	30.7	0	16.6	74.3	50	34	3
	36	07/05/1999	28.9	0	16.3	76.5	18.7	180	2
	37	08/05/1999	24.0	0	13.1	85.1	34.5	0.001	3
	38	09/05/1999	34.7	0	16	69.4	41.4	0.001	3
	39	10/05/1999	35.1	0	18.9	68.9	23.7	0.001	1
	40	11/05/1999	37.2	0	19.2	70.3	36.5	0.001	2
	41	12/05/1999	32.1	0	18.6	70.1	43.8	0.001	2

Individu	Date	ICP NOx	Fm	Tair	UU	RayG	Pluie Accous	Stabilité
42	13/05/1999	16.6	0.3	17.4	79.3	87.6	0.001	2
43	14/05/1999	29.5	0.4	14.7	88	10	180	3
44	15/05/1999	26.6	0.4	11.8	91	10.3	18	3
45	16/05/1999	28.7	0.1	12.8	90.6	19.9	155	3
46	17/05/1999	35.2	0.4	13.4	82.9	32.7	55	3
47	18/05/1999	34.2	0.4	11.5	87.2	21.6	80	3
48	19/05/1999	44.3	0.1	10.5	90.9	8.9	110	3
49	20/05/1999	52.8	0.2	10.1	94.8	6.8	150	3
50	21/05/1999	32.8	0	10.1	95.9	5.9	120	2
51	22/05/1999	25.8	0.4	12.3	87	22.1	0.001	2
52	23/05/1999	23.7	0.3	12.6	89	14.6	0.001	3
53	24/05/1999	18.0	0.7	16.7	80.3	51.9	0.001	3
54	25/05/1999	24.7	0.7	16.4	82.7	24.5	0.001	2
55	26/05/1999	27.3	0.4	19.2	78.2	51.9	0.001	2
56	27/05/1999	33.6	1.2	24	41.4	40.4	0.001	3
57	28/05/1999	27.5	0.4	17.9	80.1	38.8	0.001	2
58	29/05/1999	27.3	0.8	17.5	82.2	40.5	11	1
59	30/05/1999	34.6	0.6	19.8	77.8	47.1	14	2
60	31/05/1999	29.8	0.5	19	84.1	38	18	1
61	01/06/1999	32.3	0.8	20.3	79	27.2	54	1
62	02/06/1999	17.7	0.6	17.2	79.9	37.1	10	2
63	03/06/1999	13.4	0.8	15	81.9	33.9	16	2
64	04/06/1999	10.6	0.7	15.2	76.1	58.8	0.001	2
65	05/06/1999	17.8	0.8	13.7	84.3	14.8	16	3
66	06/06/1999	57.5	0.4	12.7	83.8	31.6	68	3
67	07/06/1999	10.0	0.5	11.7	91.6	12.7	25	3
68	08/06/1999	18.0	0.1	12.3	84.6	22.3	0.001	3
69	09/06/1999	27.5	0.4	14	83.4	21.6	0.001	3
70	10/06/1999	24.5	0.2	13.7	86.1	16.9	10	3
71	11/06/1999	26.1	0.1	14	90.1	11.4	0.001	3
72	12/06/1999	18.8	0.6	15.7	82.3	28.3	0.001	3
73	13/06/1999	25.0	0.3	14.1	86.8	12.2	5	3
74	14/06/1999	18.1	0.5	15.8	75.9	48.9	0.001	3
75	15/06/1999	26.0	0.5	16.5	74.1	52	0.001	2
76	16/06/1999	24.6	0.5	17.7	73.6	53	130	2
77	17/06/1999	28.5	0.1	16.4	90.2	10.8	30	3
78	18/06/1999	24.5	0.6	16.9	85.9	29	0.001	2
79	19/06/1999	14.8	0.6	15.1	84.3	29.8	0.001	2
80	20/06/1999	20.5	0.3	16.6	83.4	31.6	0.001	3
81	21/06/1999	25.3	0.4	15.2	78.2	28.6	0.001	3
82	22/06/1999	18.1	0.5	15.9	71	56.8	0.001	3
83	23/06/1999	24.6	0.4	17.7	74.3	55.1	0.001	3
84	24/06/1999	17.3	0.5	20.3	75.6	54.6	0.001	3
85	25/06/1999	24.8	0.3	21.9	78.6	34	36	1
86	26/06/1999	20.3	0.7	17.2	87.8	18.5	10	3
87	27/06/1999	18.0	0.6	16.4	83.7	24.2	5	3
88	28/06/1999	15.1	0.7	16.2	79.3	57.7	0.001	3
89	29/06/1999	13.3	0.8	18.5	80.9	37	3	3
90	30/06/1999	13.8	0.6	18.5	76.9	36.3	0.001	3
91	01/07/1999	19.0	0.6	19.7	78.2	55.4	5	2
92	02/07/1999	20.7	1.1	24.7	57.7	54.9	0.001	2

Individu	Date	ICP NOx	Fm	Tair	UU	RayG	Pluie Accous	Stabilité
93	03/07/1999	15.3	0.9	19.8	80.8	48.5	0.001	1
94	04/07/1999	17.8	0.6	17.2	91.5	10.4	120	2
95	05/07/1999	16.5	0.4	16.8	87.9	31.9	100	1
96	06/07/1999	19.6	0.1	15.7	89	19.5	2	3
97	07/07/1999	15.8	0.5	17.3	80.1	38.5	0.001	3
98	08/07/1999	17.4	0.4	18.9	76.6	43.8	0.001	3
99	09/07/1999	22.9	0.5	18.6	77.9	53.2	0.001	3
100	10/07/1999	27.3	0.3	18.8	78.2	48.4	0.001	3
101	11/07/1999	18.8	0.4	19.3	82.5	38	5	2
102	12/07/1999	25.5	0.3	19	89.8	16.8	110	2
103	13/07/1999	26.8	0.3	17.4	93	14.9	220	3
104	14/07/1999	18.4	0.6	17.8	82.2	42.3	0.001	3
105	15/07/1999	13.8	0.4	17.6	83.1	20.4	2	3
106	16/07/1999	13.9	0.4	19.5	82.5	38	0.001	3
107	17/07/1999	13.9	0.8	20	86.9	34.4	32	2
108	18/07/1999	4.8	0.6	18.4	90	13.1	220	3
109	19/07/1999	15.6	0.8	18.2	88.3	30.1	0.001	3
110	20/07/1999	16.3	0.6	20.5	82.8	38.8	0.001	3
111	21/07/1999	15.7	0.3	19.5	85	16.5	0.001	3
112	22/07/1999	20.5	0.1	17.6	80.8	18.6	0.001	3
113	23/07/1999	19.2	0.4	17	75.8	51.8	0.001	3
114	24/07/1999	12.5	0.5	17.3	80	55	0.001	2
115	25/07/1999	17.6	0.4	20.2	78.9	53.8	0.001	2
116	26/07/1999	3.4	0	16.1	95.4	0	285	1
117	01/04/1999	41.1	1.1	14.6	55.7	23.6	0.001	2
118	02/04/1999	48.8	0.7	11.9	65.4	36.1	0.001	2
119	03/04/1999	57.8	0.4	12.1	84.3	11.1	68	2
120	04/04/1999	47.5	0.5	13.3	82.4	36.1	0.001	1
121	05/04/1999	66.1	0.5	14.1	71.2	41.2	0.001	1
122	06/04/1999	41.5	1.1	11.1	84.8	26	19	1
123	07/04/1999	21.7	0.4	10.3	84.5	19.1	120	3
124	08/04/1999	21	0.4	9.1	80	18.9	8	3
125	09/04/1999	30.9	0.7	7.8	54.4	21.3	2	1
126	10/04/1999	41.5	0.8	9.1	79.2	37.8	30	1
127	11/04/1999	40.8	0.3	9	83.6	17.3	51	2
128	12/04/1999	32.9	0.4	8.8	85	9.6	240	2
129	13/04/1999	19.6	0.3	7.2	86.5	15	80	3
130	14/04/1999	31.5	0.9	8.4	79.1	29	200	2
131	15/04/1999	27.6	0.6	5.4	74.4	29.1	0.001	2
132	16/04/1999	29.2	1.4	5.7	66.5	40.9	40	2
133	17/04/1999	56.8	0.4	5.1	87.3	8.2	296	2
134	18/04/1999	60.3	0.3	6.4	85.9	18.4	10	1
135	19/04/1999	38	1	10.3	70.8	43	0.001	2
136	20/04/1999	39.9	1.2	14.4	67.3	12.1	70	2
137	21/04/1999	46.4	1	13.2	69.8	38.2	50	2
138	22/04/1999	37	0.4	10.3	82.8	26.5	80	1
139	23/04/1999	67.7	1	10.1	75.5	14.6	220	1
140	24/04/1999	42.1	0.4	9.5	81	37.3	30	1
141	25/04/1999	46.2	1	10.8	72.3	25.5	100	1
142	26/04/1999	39.2	0.4	9.5	83.9	31.2	4	2
143	27/04/1999	39.5	0.4	10	86	23.8	15	1

Individu	Date	ICP NOx	Fm	Tair	UU	RayG	Pluie Accous	Stabilité
144	28/04/1999	35.7	0.1	8.7	94.4	6.3	190	1
145	29/04/1999	29.7	0.7	12.7	69	39.6	3	2
146	30/04/1999	33.7	0.5	13.3	73.5	41.6	23	1
147	01/05/1999	48.9	0.4	14.6	77.3	31.8	115	1
148	02/05/1999	45.4	0.2	13.2	90.5	12.7	32	2
149	03/05/1999	32.2	0.2	11.7	95.1	4.4	270	2
150	04/05/1999	31.7	0.1	11.2	96.1	3.5	130	1
151	05/05/1999	36.9	0.6	14.9	81.8	34.1	0.001	1
152	06/05/1999	40.9	0	16.6	74.3	50	34	2
153	07/05/1999	41.2	0	16.3	76.5	18.7	180	2
154	08/05/1999	43.7	0	13.1	85.1	34.5	0.001	1
155	09/05/1999	36.8	0	16	69.4	41.4	0.001	2
156	10/05/1999	34.7	0	18.9	68.9	23.7	0.001	2
157	11/05/1999	35.5	0	19.2	70.3	36.5	0.001	1
158	12/05/1999	31.7	0	18.6	70.1	43.8	0.001	2
159	13/05/1999	43.4	0.3	17.4	79.3	64.5	0.001	1
160	14/05/1999	31.9	0.4	14.7	88	10	180	1
161	15/05/1999	35.5	0.4	11.8	91	10.3	18	3
162	16/05/1999	42.4	0.1	12.8	90.6	19.9	155	1
163	17/05/1999	37.7	0.4	13.4	82.9	32.7	55	3
164	18/05/1999	31.2	0.4	11.5	87.2	21.6	80	3
165	19/05/1999	26.7	0.1	10.5	90.9	8.9	110	1
166	20/05/1999	37.3	0.2	10.1	94.8	6.8	150	3
167	21/05/1999	31.7	0	10.1	95.9	5.9	120	2
168	22/05/1999	33.2	0.4	12.3	87	22.1	0.001	2
169	23/05/1999	38.5	0.3	12.6	89	14.6	0.001	1
170	24/05/1999	31.8	0.7	16.7	80.3	51.9	0.001	1
171	25/05/1999	50.4	0.7	16.4	82.7	24.5	0.001	1
172	26/05/1999	48	0.4	19.2	78.2	51.9	0.001	2
173	27/05/1999	29.5	1.2	24	41.4	40.4	0.001	2
174	28/05/1999	31.5	0.4	17.9	80.1	38.8	0.001	2
175	29/05/1999	67.1	0.8	17.5	82.2	40.5	11	2
176	30/05/1999	61.5	0.6	19.8	77.8	47.1	14	1
177	31/05/1999	37.4	0.5	19	84.1	38	18	1
178	01/06/1999	31.9	0.8	20.3	79	27.2	54	1
179	02/06/1999	23.7	0.6	17.2	79.9	37.1	10	1
180	03/06/1999	44.4	0.8	15	81.9	33.9	16	2
181	04/06/1999	33.3	0.7	15.2	76.1	58.8	0.001	1
182	05/06/1999	29.8	0.8	13.7	84.3	14.8	16	1
183	06/06/1999	28.6	0.4	12.7	83.8	31.6	68	1
184	07/06/1999	30.9	0.5	11.7	91.6	12.7	25	1
185	08/06/1999	22.1	0.1	12.3	84.6	22.3	0.001	1
186	09/06/1999	21.4	0.4	14	83.4	21.6	0.001	1
187	10/06/1999	32.1	0.2	13.7	86.1	16.9	10	2
188	11/06/1999	27.7	0.1	14	90.1	11.4	0.001	1
189	12/06/1999	36.3	0.6	15.7	82.3	28.3	0.001	1
190	13/06/1999	33.6	0.3	14.1	86.8	12.2	5	1
191	14/06/1999	26.8	0.5	15.8	75.9	48.9	0.001	1
192	15/06/1999	30.4	0.5	16.5	74.1	52	0.001	1
193	16/06/1999	33.3	0.5	17.7	73.6	53	130	1
194	17/06/1999	45.4	0.1	16.4	90.2	10.8	30	2

Individu	Date	ICP NO _x	Fm	Tair	UU	RayG	Pluie Accous	Stabilité
195	18/06/1999	45.4	0.6	16.9	85.9	29	0.001	1
196	19/06/1999	31	0.6	15.1	84.3	29.8	0.001	1
197	20/06/1999	21.7	0.3	16.6	83.4	31.6	0.001	1
198	21/06/1999	30	0.4	15.2	78.2	28.6	0.001	1
199	22/06/1999	22.1	0.5	15.9	71	56.8	0.001	1
200	23/06/1999	39.8	0.4	17.7	74.3	55.1	0.001	1
201	24/06/1999	54.9	0.5	20.3	75.6	54.6	0.001	1
202	25/06/1999	70.2	0.3	21.9	78.6	34	36	1
203	26/06/1999	39	0.7	17.2	87.8	18.5	10	1
204	27/06/1999	28.5	0.6	16.4	83.7	24.2	5	1
205	28/06/1999	32	0.7	16.2	79.3	57.7	0.001	1
206	29/06/1999	30.1	0.8	18.5	80.9	37	3	1
207	30/06/1999	36.3	0.6	18.5	76.9	36.3	0.001	1
208	01/07/1999	52.6	0.6	19.7	78.2	55.4	5	1
209	02/07/1999	67.1	1.1	24.7	57.7	54.9	0.001	1
210	03/07/1999	58.5	0.9	19.8	80.8	48.5	0.001	1
211	04/07/1999	47	0.6	17.2	91.5	10.4	120	1
212	05/07/1999	46.2	0.4	16.8	87.9	31.9	100	1
213	06/07/1999	41.3	0.1	15.7	89	19.5	2	1
214	07/07/1999	31.4	0.5	17.3	80.1	38.5	0.001	1
215	08/07/1999	45.1	0.4	18.9	76.6	43.8	0.001	1
216	09/07/1999	58.7	0.5	18.6	77.9	53.2	0.001	1
217	10/07/1999	56.2	0.3	18.8	78.2	48.4	0.001	1
218	11/07/1999	32.8	0.4	19.3	82.5	38	5	1
219	12/07/1999	37.6	0.3	19	89.8	16.8	110	1
220	13/07/1999	40	0.3	17.4	93	14.9	220	1
221	14/07/1999	37.5	0.6	17.8	82.2	42.3	0.001	1
222	15/07/1999	24.4	0.4	17.6	83.1	20.4	2	1
223	16/07/1999	32.1	0.4	19.5	82.5	38	0.001	1
224	17/07/1999	42.7	0.8	20	86.9	34.4	32	1
225	18/07/1999	34.2	0.6	18.4	90	13.1	220	1
226	19/07/1999	30.4	0.8	18.2	88.3	30.1	0.001	1
227	20/07/1999	30.9	0.6	20.5	82.8	38.8	0.001	1
228	21/07/1999	38.8	0.3	19.5	85	16.5	0.001	1
229	22/07/1999	32.7	0.1	17.6	80.8	18.6	0.001	2
230	23/07/1999	30.1	0.4	17	75.8	51.8	0.001	1
231	24/07/1999	45.3	0.5	17.3	80	55	0.001	1
232	25/07/1999	37.9	0.4	20.2	78.9	53.8	0.001	1
233	26/07/1999	34	0	16.1	95.4	0	285	1

Tableau 60 : Données utilisées pour l'ACP de la vallée d'Aspe visant la mise en relation des valeurs de l'ICP NO_x avec les paramètres météorologiques.

Annexe 8 : Coordonnées des variables et des individus de l'ACP en vallée d'Aspe

Facteurs	1	2
% d'information		
par facteur	33.75	20.08

Variable	Coordonnée sur le facteur 1	Coordonnée sur le facteur 2
ICP NOx	0.007	0.84
Fm	0.415	0.092
Tair	0.607	-0.018
UU	-0.782	-0.008
RayG	0.809	-0.065
Pluie Accous	-0.71	0.227
Stabilité BV	-0.22	-0.796

Coordonnées			Coordonnées			Coordonnées		
Individu	facteur 1	facteur 2	Individu	facteur 1	facteur 2	Individu	facteur 1	facteur 2
1	1.203	-0.035	43	-2.208	-0.619	85	0.912	0.234
2	-1.316	-0.138	44	-1.616	-1.216	86	-0.342	-1.571
3	0.15	-0.572	45	-2.382	-0.838	87	-0.078	-1.757
4	1.034	-0.34	46	-0.583	-0.677	88	1.234	-2.01
5	-0.059	-0.107	47	-1.498	-0.632	89	0.85	-2.03
6	-1.788	-1.017	48	-2.64	0	90	0.901	-2.056
7	-0.924	-1.319	49	-3.131	0.639	91	1.627	-0.982
8	1.016	-0.29	50	-3.045	0.149	92	3.804	-0.764
9	0.061	-0.28	51	-0.707	-0.527	93	1.771	-0.297
10	-1.383	-0.022	52	-1.276	-1.476	94	-1.417	-0.611
11	-3.004	-0.279	53	1.061	-1.825	95	-0.516	-0.036
12	-2.158	-0.945	54	0.291	-0.532	96	-1.033	-1.791
13	-1.083	0.489	55	1.33	-0.548	97	0.566	-1.97
14	-0.431	-1.534	56	4.207	-0.737	98	0.987	-1.922
15	0.878	-1.138	57	0.72	-0.493	99	1.242	-1.599
16	-3.9	0.157	58	1.078	0.443	100	0.925	-1.38
17	-1.65	-0.745	59	1.373	-0.015	101	0.657	-0.997
18	1.37	-0.061	60	0.721	0.529	102	-1.169	-0.289
19	0.666	0.492	61	0.888	0.883	103	-2.451	-0.727
20	0.908	-0.942	62	0.731	-0.982	104	0.692	-1.805
21	-1.042	0.184	63	0.452	-1.149	105	-0.2	-2.058
22	-1.318	0.749	64	1.529	-1.454	106	0.532	-2.117
23	-0.386	-0.064	65	-0.53	-1.648	107	0.557	-1.102
24	0.02	0.254	66	-0.81	0.674	108	-1.96	-1.938
25	-0.563	-0.259	67	-1.553	-2.154	109	0.209	-1.887
26	-0.922	-0.664	68	-1.014	-1.882	110	0.82	-1.929
27	-3.435	1.233	69	-0.517	-1.247	111	-0.316	-1.976
28	0.976	-0.555	70	-1.089	-1.437	112	-0.377	-1.742
29	0.686	-0.014	71	-1.478	-1.384	113	1.076	-1.832
30	-0.376	-0.079	72	0.084	-1.732	114	1.213	-1.395
31	-1.657	-1.261	73	-1.099	-1.383	115	1.436	-1.129
32	-3.84	0.049	74	0.962	-1.856	116	-3.498	-0.326
33	-3.158	0.287	75	1.403	-0.584	117	2.056	0.57
34	0.375	-0.88	76	0.739	-0.326	118	1.209	0.882
35	1.908	-1.312	77	-1.459	-1.171	119	-1.305	1.573
36	-0.795	-0.022	78	0.186	-0.588	120	0.334	1.551
37	0.27	-1.7	79	0.123	-1.153	121	1.224	2.636
38	1.871	-1.11	80	-0.074	-1.726	122	0.12	1.446
39	1.53	0.644	81	0.103	-1.398	123	-1.79	-1.246
40	2.026	-0.128	82	1.485	-1.876	124	-0.925	-1.578
41	2.394	-0.47	83	1.328	-1.525	125	1.192	0.722
42	1.35	-1.235	84	1.581	-1.938	126	0.241	1.372

Individu	Coordonnées	
	facteur 1	facteur 2
127	-1.38	0.494
128	-2.829	0.585
129	-2.162	-1.481
130	-1.252	0.477
131	-0.254	-0.351
132	1.055	0.032
133	-3.717	2.158
134	-1.291	2.355
135	1.203	0.308
136	0.668	0.739
137	1.09	0.94
138	-0.866	1.161
139	-1.13	3.544
140	-0.208	1.3
141	0.201	1.925
142	-0.56	0.257
143	-0.74	1.141
144	-3.265	1.357
145	1.147	-0.249
146	0.86	0.792
147	-0.193	1.927
148	-1.475	0.679
149	-3.667	0.567
150	-2.815	0.958
151	0.557	0.954
152	2.087	0.105
153	-0.79	0.701
154	0.628	1.095
155	2.047	-0.168
156	1.355	-0.197
157	2.2	0.589
158	2.393	-0.493
159	1.536	1.158
160	-1.857	1.157
161	-1.613	-0.692
162	-2.027	1.604
163	-0.582	-0.53
164	-1.499	-0.809
165	-2.297	0.601
166	-3.137	-0.272
167	-3.046	0.084
168	-0.704	-0.092
169	-0.92	1.03
170	1.416	0.622
171	0.476	1.797
172	1.338	0.669
173	4.381	-0.16
174	0.722	-0.258
175	0.919	1.966
176	1.559	2.384
177	0.724	0.976
178	0.888	0.86
179	0.909	0.188
180	0.464	0.674
181	1.713	0.699
182	-0.175	0.693
183	-0.472	0.609
184	-1.195	0.71
185	-0.663	-0.005
186	-0.169	0.029
187	-0.911	-0.172
188	-1.128	0.345
189	0.441	0.933
190	-0.746	0.758
191	1.316	0.291

Individu	Coordonnées	
	facteur 1	facteur 2
192	1.579	0.492
193	0.917	1.003
194	-1.278	0.641
195	0.369	1.459
196	0.305	0.617
197	0.275	-0.019
198	0.455	0.513
199	1.836	-0.005
200	1.684	1.004
201	1.945	1.909
202	0.93	2.905
203	0.014	1.164
204	0.275	0.496
205	1.59	0.619
206	1.206	0.594
207	1.259	0.902
208	1.815	1.812
209	3.997	2.783
210	1.788	2.244
211	-1.231	1.924
212	-0.504	1.71
213	-0.675	1.12
214	0.921	0.583
215	1.347	1.343
216	1.606	2.142
217	1.286	1.955
218	0.837	0.644
219	-0.99	1.239
220	-2.097	1.685
221	1.049	0.954
222	0.153	0.2
223	0.889	0.589
224	0.743	1.41
225	-1.599	1.427
226	0.564	0.619
227	1.175	0.565
228	0.042	1.018
229	-0.197	-0.206
230	1.43	0.445
231	1.401	1.352
232	1.619	0.883
233	-3.486	1.473

Annexe 9 : Coordonnées des variables et des individus de l'ACP à Biriadou

Facteurs	1	2
% d'information par facteur	35.75	22.17

Variable	Coordonnée sur le facteur 1	Coordonnée sur le facteur 2
ICP NOx	0.049	-0.583
Fm	0.294	-0.7
Tair	-0.83	0.201
UU	0.726	0.453
Ecart therm.	-0.783	-0.324
Pluie (Ciboure)	0.474	-0.383

Coordonnées			Coordonnées			Coordonnées		
Individu	facteur 1	facteur 2	Individu	facteur 1	facteur 2	Individu	facteur 1	facteur 2
1	35.75	22.17	43	1.158	-1.195	85	-0.724	0.249
2	3.278	-1.168	44	1.797	-1.319	86	-1.788	0.498
3	2.773	0.242	45	-4.511	-1.189	87	-2.759	0.192
4	2.231	0.011	46	-5.299	-2.909	88	-2.608	0.369
5	2.145	-0.015	47	0.323	0.616	89	-0.571	1.188
6	1.815	-1.968	48	0.334	0.091	90	-0.353	0.652
7	1.378	-0.867	49	1.14	0.897	91	0.35	0.694
8	-2.74	-3.926	50	0.611	0.206	92	-0.451	0.647
9	-2.726	-1.875	51	0.405	-0.269	93	-1.079	0.785
10	-2.867	-1.955	52	-0.011	0.946	94	-0.309	0.34
11	-2.887	-1.528	53	-0.213	0.318	95	-0.573	1.161
12	-2.161	-1.225	54	0.94	-0.918	96	0.091	1.714
13	-0.758	-0.125	55	1.911	-0.666	97	-0.311	1.291
14	-1.212	-1.587	56	0.369	-0.578	98	-0.258	1.147
15	0.975	-2.292	57	-0.035	0.462	99	-0.121	1.497
16	3.278	-1.951	58	-0.134	0.764	100	-0.078	0.624
17	2.257	-0.674	59	-0.014	0.411	101	-0.142	0.782
18	1.117	0.167	60	-0.681	0.286	102	0.528	1.607
19	0.19	-0.028	61	0.706	0.457	103	-0.1	1.366
20	-0.138	-1.033	62	-0.067	0.566	104	-0.542	0.933
21	-0.219	-0.892	63	-0.413	0.167	105	-0.196	0.712
22	0.529	0.217	64	-0.932	-0.116	106	3.265	-0.974
23	0.539	-0.208	65	-0.421	0.986	107	2.749	0.603
24	0.529	-0.451	66	0.121	0.28	108	2.178	0.798
25	1.215	-2.283	67	-1.084	0.232	109	2.127	0.242
26	1.201	-1.626	68	-2.712	-1.448	110	1.77	-1.296
27	0.808	-1.496	69	-0.409	0.249	111	1.381	-0.906
28	1.307	-0.623	70	-1.849	-0.492	112	-2.836	-2.492
29	0.583	-1.762	71	-1.104	-0.145	113	-2.742	-1.643
30	1.007	-1.063	72	0.369	1.052	114	-2.927	-1.064
31	-0.12	-0.999	73	0.231	0.788	115	-2.933	-0.844
32	-0.668	-1.894	74	0.232	1.021	116	-2.183	-0.903
33	0.204	-0.883	75	-0.186	-0.091	117	-0.795	0.43
34	0.138	0.161	76	-0.877	0.276	118	-1.262	-0.851
35	0.799	-1.182	77	-0.111	1.569	119	0.915	-1.389
36	1.079	-1.6	78	0.015	1.192	120	3.265	-1.758
37	0.793	0.359	79	1.493	1.021	121	2.184	0.422
38	0.541	0.772	80	2.118	-0.952	122	1.091	0.554
39	-0.628	-0.312	81	1.589	-0.26	123	0.158	0.449
40	-2.035	-1.012	82	0.353	-0.233	124	-0.232	0.373
41	1.806	-1.623	83	0.211	-0.525	125	-0.275	-0.052
42	2.896	-4.951	84	-0.213	0.329	126	0.523	0.307

Individu	Coordonnées	
	facteur 1	facteur 2
127	0.53	-0.407
128	0.533	-0.118
129	0.533	-0.516
130	1.081	-0.281
131	1.075	0.246
132	0.784	-1.135
133	1.339	-1.101
134	0.568	-1.542
135	0.955	-0.288
136	-0.195	0.111
137	-0.714	-1.222
138	0.134	0.149
139	0.117	0.471
140	0.748	-0.421
141	1.016	-0.657
142	0.75	0.992
143	0.522	1.056
144	-0.656	0.113
145	-2.088	-0.224
146	1.773	-1.133
147	2.852	-4.292
148	0.74	-0.248
149	1.081	-0.046
150	1.789	-1.19
151	1.836	-1.416
152	1.445	-0.248
153	-0.046	-0.472
154	-2.881	-0.862
155	-4.543	-0.724
156	-5.333	-2.393
157	0.282	1.236
158	0.25	1.344
159	0.042	1.103
160	-0.091	0.702
161	0.081	1.063
162	0.377	0.156
163	-0.031	1.243
164	-0.255	0.951
165	0.906	-0.414
166	1.878	-0.175
167	0.34	-0.139
168	-0.047	0.642
169	-0.138	0.815
170	-0.051	0.966
171	-0.713	0.764
172	0.675	0.922
173	-0.096	1.006
174	-0.427	0.386
175	-0.951	0.154
176	-0.442	1.296
177	0.065	1.119
178	-1.118	0.748
179	-2.741	-1.009
180	-0.443	0.752
181	-1.907	0.359
182	-1.133	0.293
183	0.341	1.478
184	0.19	1.395
185	0.2	1.499
186	-0.218	0.386
187	-0.902	0.65
188	-0.135	1.931
189	-0.008	1.541
190	1.466	1.408
191	2.074	-0.293

Individu	Coordonnées	
	facteur 1	facteur 2
192	1.544	0.411
193	0.305	0.477
194	0.165	0.159
195	-0.259	1.013
196	-0.764	0.843
197	-1.791	0.549
198	-2.787	0.618
199	-2.623	0.602
200	-0.604	1.692
201	-0.377	1.001
202	0.322	1.107
203	-0.491	1.241
204	-1.103	1.146
205	-0.337	0.766
206	-0.601	1.574
207	0.074	1.973
208	-0.33	1.575
209	-0.267	1.276
210	-0.139	1.768
211	-0.095	0.869
212	-0.158	1.027
213	0.512	1.853
214	-0.122	1.702
215	-0.576	1.437
216	-0.191	0.634

Annexe 10 : Détermination de l'état atmosphérique en vallée d'Aspe [DURRIEU, 1999 ; ETCHELECOU *et al.*, 2000, extraits]

Le traitement des données brutes est réalisé par DURRIEU [1999, pp. 25-26].

Traitement des données brutes. – Les thermomètres enregistreurs donnent la température en fonction de l'heure (une valeur par ½ heure). Ces données, au nombre de quarante huit valeurs par jour et par point de mesure, ont été regroupées dans un fichier unique afin d'en faciliter l'exploitation. Cette exploitation est réalisée automatiquement par un programme réalisé par DURRIEU [1999, annexe 5a] sous VISUAL BASIC[®] pour MICROSOFT EXCEL 97[®] (Annexe 15).

Date	Heure solaire (heure et dixième)	Sarrance 365 m	Pelut 780 m	Etsaut 800 m	Urdos 800 m	Urdos 2 1150 m	Peyranère 1400 m	Somport 1690 m
31/03/99	14,5	24,58	21,16	20,75	20,86	17,63	14,25	11,85
31/03/99	15	24,71	21,21	20,91	21,09	17,5	14,2	11,53
31/03/99	15,5	24,5	21,67	20,48	20,53	16,72	13,87	11,02
31/03/99	16	24,37	21,5	19,73	20,26	16,45	13,41	11,36
31/03/99	16,5	23,51	20,83	20,48	19,32	15,1	12,94	10,56

Tableau 61 : Structure du fichier d'exploitation des données pour l'étude de la stabilité.

Résultats fournis par le programme. – Ce programme travaille à partir des données brutes regroupées comme dans le tableau au-dessus. Il réalise un fichier de résultats pour chaque jour qui comporte trois types de résultats.

D'abord, le programme calcule le gradient thermique vertical pour quatre couches d'air :

(1) Sarrance (365 m) – Pelut (780 m),

(2) Pelut (780 m) – Urdos2 (1150 m),

(3) Urdos2 (1150 m) – Peyranère (1400 m),

(4) Peyranère (1400 m) – Somport (1690 m).

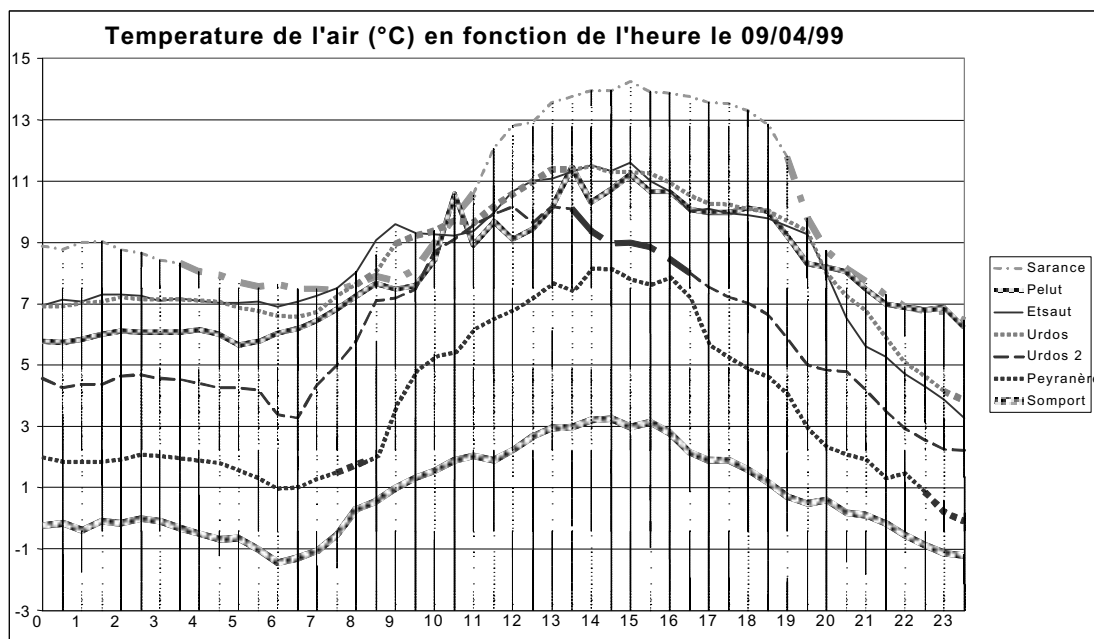
Le programme classe les valeurs obtenues dans un tableau de quatre colonnes (une par tranche d'air) sur quarante huit lignes (une par ½ heure de mesure). Les cases qui contiennent une valeur de gradient thermique correspondant à une situation de stabilité

absolue sont colorées en gris clair, celles qui contiennent une valeur correspondant à une situation d'instabilité absolue sont colorées en gris foncé et celles qui contiennent une valeur correspondant à une situation d'instabilité conditionnelle sont colorées en blanc.

Date	Heure solaire	Sarrance	Pelut	Etsaut	Urdos	Urdos2	Peyranère	Somport	Gradients thermiques verticaux			
		365 m	780 m	800 m	800 m	1150 m	1400 m	1690 m				
10/04/99	0,5	6,24	6,16	3,25	3,31	1,89	-0,59	-1,4	-2E-04	-0,004	-0,01	-0,003
10/04/99	1	5,77	5,84	2,71	3,03	1,47	-0,78	-1,51	-2E-04	-0,004	-0,01	-0,003
10/04/99	1,5	5,22	5,13	2,4	2,65	1,2	-0,5	-1,87	0,0002	-0,004	-0,009	-0,003
10/04/99	2	4,76	4,84	2,01	2,38	0,95	-0,94	-1,01	-2E-04	-0,004	-0,007	-0,005
10/04/99	2,5	4,38	4,44	2,15	2,28	0,82	-1,21	-0,86	0,0002	-0,004	-0,008	-2E-04
10/04/99	3	4,08	4,47	1,91	2,11	0,54	-1,28	-0,87	0,0001	-0,004	-0,008	0,0012
10/04/99	3,5	4,04	4,15	1,53	1,87	0,67	-1,18	-1,01	0,0009	-0,004	-0,007	0,0014
10/04/99	4	3,65	4,01	1,67	1,79	0,78	-1,28	-0,99	0,0003	-0,003	-0,007	0,0006
10/04/99	4,5	3,29	3,76	1,67	1,69	0,59	-1,53	-1,01	0,0009	-0,003	-0,008	0,001
10/04/99	5	2,99	3,76	1,35	1,61	0,93	-1,51	-1,11	0,0011	-0,003	-0,008	0,0018
10/04/99	5,5	2,79	3,46	1,81	1,57	0,74	-1,6	-0,73	0,0019	-0,002	-0,01	0,0014
10/04/99	6	2,69	3,43	1,31	1,55	0,86	-1,23	-0,27	0,0016	-0,002	-0,009	0,003
10/04/99	6,5	2,69	3,61	1,75	1,51	1,16	-1,35	0,08	0,0018	-0,002	-0,008	0,0033
10/04/99	7	2,77	4,06	2,15	1,69	2,46	-1,21	0,52	0,0022	-0,001	-0,01	0,0049
10/04/99	7,5	3,07	4,22	2,42	1,93	4,48	-0,66	1,49	0,0031	0,0022	-0,015	0,006
10/04/99	8	4,43	6,4	3,16	2,23	5,63	0,37	2,12	0,0028	0,0073	-0,021	0,0074
10/04/99	8,5	7,03	7,65	6,61	2,75	6,61	1,45	1,97	0,0047	0,0097	-0,021	0,006
10/04/99	9	8,77	8,58	7,61	4,7	7,74	3,77	2,79	0,0015	0,011	-0,021	0,0018
10/04/99	9,5	11,09	9,21	8,66	6,67	8,53	5,97	3,21	-5E-04	0,0087	-0,016	-0,003
10/04/99	10	12,13	9,21	9,02	8,49	8,82	6,6	4,28	-0,005	0,0053	-0,01	-0,01
10/04/99	10,5	12,53	9,85	9,82	9,82	9,66	7,77	4,97	-0,007	0,0009	-0,009	-0,008
10/04/99	11	12,57	9,54	10,91	10,91	10,35	8,66	6,04	-0,006	-5E-04	-0,008	-0,01
10/04/99	11,5	13,58	10,51	11,65	12,07	11,2	9,41	6,53	-0,007	-0,002	-0,007	-0,009
10/04/99	12	14,01	11,27	12,31	12,89	12,09	9,66	6,88	-0,007	-0,002	-0,007	-0,01
10/04/99	12,5	14,41	12,33	13,3	13,6	12,73	10,14	7,45	-0,007	-0,002	-0,01	-0,01
10/04/99	13	14,9	12,58	13,68	14,19	12,98	10,78	8,07	-0,005	-0,002	-0,01	-0,009
10/04/99	13,5	15,1	12,8	14,19	14,42	13,45	11,02	8,72	-0,006	-0,003	-0,009	-0,009
10/04/99	14	14,81	11,74	14,07	14,58	13,06	11,29	7,73	-0,006	-0,003	-0,01	-0,008
10/04/99	14,5	14,81	12,02	13,53	14,14	12,55	11,5	6,56	-0,007	-0,004	-0,007	-0,012
10/04/99	15	14,86	12,09	13,95	14,3	12,19	11,5	7,12	-0,007	-0,005	-0,004	-0,017
10/04/99	15,5	15,02	13,24	13,99	14,5	12,37	11,19	7,1	-0,007	-0,006	-0,003	-0,015
10/04/99	16	15,36	13,06	13,91	14,27	11,6	10,99	6,56	-0,004	-0,006	-0,005	-0,014
10/04/99	16,5	15,36	12,8	13,45	13,91	11,3	11,19	5,99	-0,006	-0,008	-0,002	-0,015
10/04/99	17	15,07	12,8	13,15	13,08	10,06	10,59	5,07	-0,006	-0,007	-4E-04	-0,018
10/04/99	17,5	14,53	11,4	11,85	12,17	9,29	9,94	4,59	-0,005	-0,009	0,0021	-0,019
10/04/99	18	14,09	10,67	11,17	11,65	8,62	8,42	3,67	-0,008	-0,008	0,0026	-0,018
10/04/99	18,5	13,7	10,48	10,74	11,24	7,88	6,73	3,03	-0,008	-0,009	-8E-04	-0,016
10/04/99	19	13,27	9,97	10,51	10,84	7	5,82	2,79	-0,008	-0,01	-0,005	-0,013
10/04/99	19,5	13,16	9,85	10,42	10,55	6,45	5,4	2,66	-0,008	-0,011	-0,005	-0,01
10/04/99	20	12,75	9,6	10,13	10,35	6,17	5,27	2,56	-0,008	-0,012	-0,004	-0,009
10/04/99	20,5	12,68	9,33	10,13	10,26	6,15	5,18	2,43	-0,008	-0,012	-0,004	-0,009
10/04/99	21	12,38	8,85	9,97	10,1	6,45	5,03	2,29	-0,008	-0,012	-0,004	-0,009
10/04/99	21,5	12,06	8,44	9,6	9,69	6,43	4,91	2,18	-0,009	-0,01	-0,006	-0,009
10/04/99	22	11,57	8,07	9,35	9,35	6,43	4,81	2,12	-0,009	-0,009	-0,006	-0,009
10/04/99	22,5	11,33	7,84	9,14	9,2	6,36	4,65	2,14	-0,008	-0,008	-0,006	-0,009
10/04/99	23	11,02	7,57	8,66	9,14	6,56	4,48	2,2	-0,008	-0,008	-0,007	-0,009
10/04/99	23,5	10,66	7,43	8,23	8,64	5,95	4,3	1,91	-0,008	-0,007	-0,008	-0,008
									-0,008	-0,008	-0,007	-0,008

Tableau 62 : Détermination de l'état atmosphérique selon 4 couches d'air et par 1/2 heure

Le programme trace ensuite un graphique représentant la température de chaque point en fonction de l'heure de la journée.



Graphique 39 : Graphique présentant les données de température à chaque 1/2 heure et pour chaque point de mesure

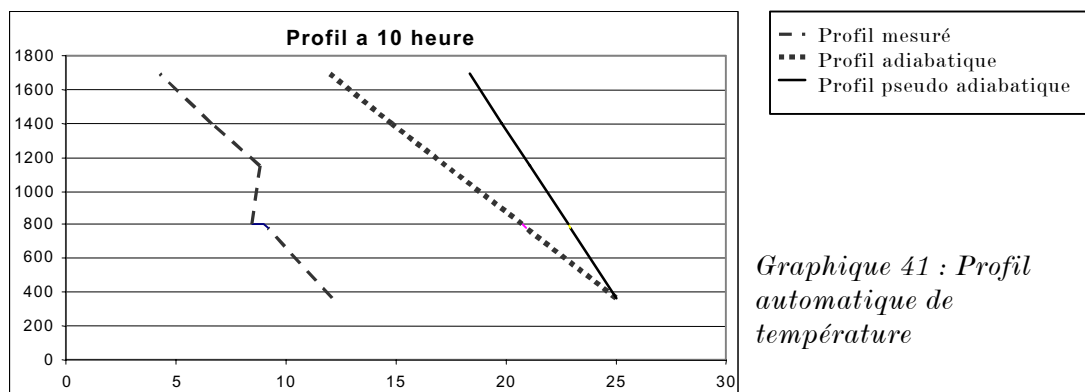
Puis, le programme réalise à partir du tableau précédent, un graphique représentant l'évolution du gradient thermique pour chaque couche en fonction de l'heure de la journée.

Graphique 40 : Gradient thermique par 1/2 heure selon les 4 couches d'air.

Enfin, le programme trace des profils de température entre les altitudes extrêmes pour certaines heures déterminées. L'utilisateur peut choisir les heures manuellement ou utiliser un type prédéfini dans le programme (pour dessiner par exemple l'évolution du profil le

matin). De plus, le graphique réalisé contient un profil adiabatique et un profil pseudo-adiabatique. Ceci permet de déterminer visuellement la stabilité des tranches d'air concernées.

La synthèse des résultats a été réalisée par ETCHELECOU *et al.* [2000, pp. 8-9].



Synthèse des résultats. – Pour la période complète du 1^{er} avril au 3 août 1999, on dispose des enregistrements de température atmosphérique sur un gradient altitudinal de 365 m à 1680 m (cf. Annexe 10). On observe qu'en haute vallée d'Aspe (mesures à hauteur d'Urdos) 84 journées sur 125 ont été caractérisées par une stabilité atmosphérique absolue durant toute la journée alors qu'en basse vallée (mesures à hauteur de Sarrance) on n'en a dénombré que 10. L'indicateur de stabilité absolue retenu est une diminution de température supérieure à - 0,5 °C par 100 mètres d'altitude.

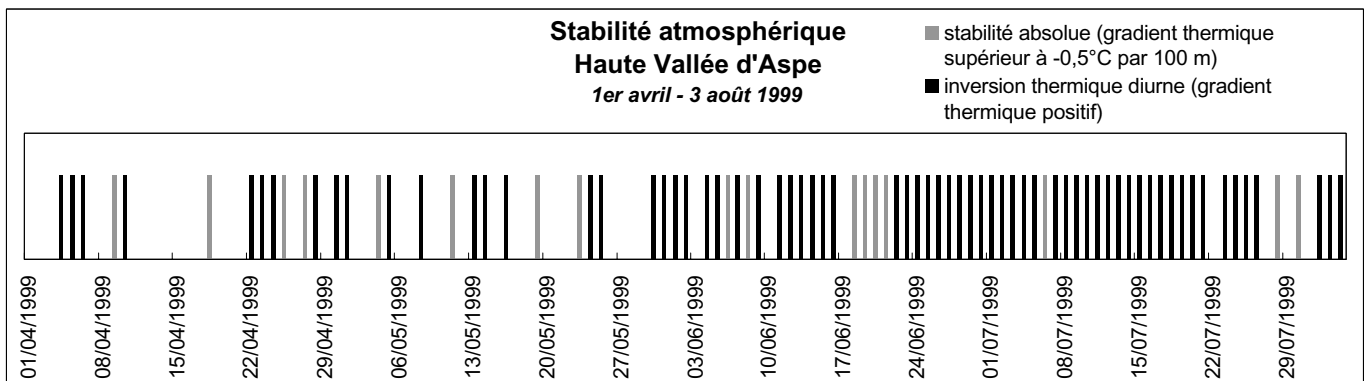
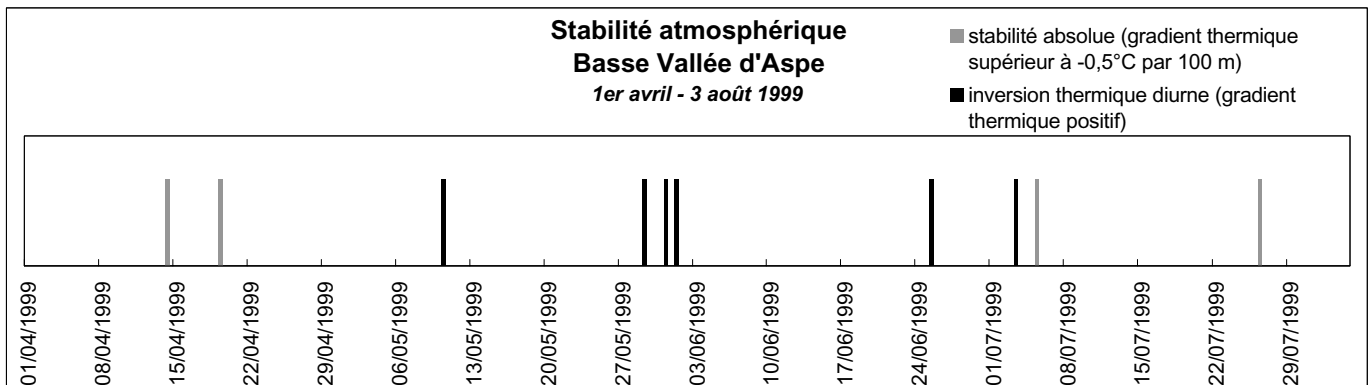
		Haute vallée d'Aspe			Total
		Stabilité absolue toute la journée	Stabilité absolue partie de journée	Instabilité toute la journée	
Basse vallée d'Aspe	Stabilité absolue toute la journée	6	4	–	10
	Stabilité absolue partie de journée	33	13	–	46
	Instabilité toute la journée	45	17	7	69
Total		84	34	7	125

Tableau 63 : Stabilité de l'atmosphère (1^{er} avril – 3 août 1999) en nombre de jours

Parmi les jours à stabilité atmosphérique absolue, se trouvent des journées avec des inversions thermiques diurnes, c'est-à-dire caractérisées par une température qui augmente avec l'altitude.

Sur la totalité des journées de la période du 1^{er} avril au 3 août 1999, il n'y eut que 6 jours avec inversions thermiques diurnes en basse vallée d'Aspe (gradient à hauteur de Sarrance), alors qu'il y en eut 67 en haute vallée d'Aspe (gradient à hauteur d'Urdo).

Les graphiques suivants caractérisent les journées de stabilité absolue et d'inversion thermique.



Graphique 42 : Stabilité absolue et inversion thermique en haute et basse vallée d'Aspe.

Les inversions thermiques en basse vallée sont rares. En revanche, en haute vallée la fréquence des inversions thermiques augmente très nettement à partir de la fin mai. Entre le 22 juin et le 25 juillet, elles y furent presque systématiquement présentes.

Annexe 11 : Données météorologiques (Biriatoù)

Date et heure légale	Dm (m/s)	Fm (m/s)	Dx (m/s)	Fx (m/s)	Tair (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	UU (%)	P (mm) (Ciboure)
01-mai-98	2.02	1.48	11.15	4.27	11.88	12.13	11.56	87.73	13.00
02-mai-98	3.56	0.71	11.79	3.33	11.48	11.75	11.33	89.83	6.00
03-mai-98	3.48	0.79	15.40	3.69	11.50	11.71	11.29	89.46	1.00
04-mai-98	7.50	1.13	10.83	4.92	11.29	11.56	11.06	78.65	
05-mai-98	3.33	1.94	9.48	6.19	12.27	12.54	12.15	78.60	0.00
06-mai-98	4.29	0.58	13.60	2.77	12.19	12.54	11.79	83.52	
07-mai-98	5.19	0.69	16.42	3.46	18.42	19.17	17.67	55.90	
08-mai-98	6.85	1.46	12.48	6.54	22.79	23.21	22.31	30.06	
09-mai-98	8.38	0.73	16.85	4.00	20.92	21.65	20.27	53.75	
10-mai-98	6.60	0.75	15.29	4.46	22.33	22.92	21.58	35.79	
11-mai-98	7.42	1.04	12.15	5.00	20.88	21.58	20.42	39.04	0.00
12-mai-98	2.04	0.17	19.85	2.56	18.56	19.06	18.19	60.27	
13-mai-98	9.50	0.65	20.10	2.98	18.67	19.31	18.19	64.46	2.00
14-mai-98	3.19	2.21	5.63	5.67	16.58	17.04	16.21	79.02	
15-mai-98	3.38	2.42	6.60	6.38	14.98	15.17	14.90	90.40	9.00
16-mai-98	2.63	1.54	7.46	4.35	14.40	14.58	14.33	94.40	0.00
17-mai-98	7.10	0.46	18.77	2.77	14.25	14.63	13.90	88.46	
18-mai-98	5.69	0.46	13.23	2.73	15.56	15.96	15.19	82.71	0.00
19-mai-98	7.75	0.52	15.00	2.63	16.54	17.08	16.06	79.15	
20-mai-98	7.06	0.58	14.44	3.25	17.71	18.46	17.25	76.77	
21-mai-98	4.94	1.00	14.67	3.90	16.67	17.21	16.27	81.73	
22-mai-98	3.81	1.60	8.04	4.58	16.94	17.40	16.50	81.06	
23-mai-98	5.54	1.29	13.38	4.42	15.54	15.83	15.15	76.77	
24-mai-98	5.06	1.21	9.54	4.63	15.29	15.65	14.88	72.54	3.00
25-mai-98	4.54	1.67	13.92	5.52	15.06	15.50	14.79	83.06	0.00
26-mai-98	3.83	0.79	12.42	3.56	13.71	14.08	13.29	83.44	2.00
27-mai-98	6.46	0.67	11.77	3.56	14.81	15.17	14.42	75.94	3.00
28-mai-98	3.25	1.67	11.33	5.08	13.60	13.92	13.27	76.33	0.00
29-mai-98	6.08	0.48	14.38	3.17	15.69	16.23	15.19	71.81	12.00
30-mai-98	4.54	1.35	15.77	4.63	14.52	14.92	14.10	76.90	1.00
31-mai-98	7.79	0.67	16.42	3.15	16.10	16.42	15.56	68.31	1.00
01-juin-98	5.65	1.35	10.21	5.83	20.38	21.19	19.75	62.40	6.00
02-juin-98	7.88	0.98	14.42	3.88	16.69	17.21	16.40	80.00	
03-juin-98	5.15	0.42	16.33	2.85	16.65	17.08	16.19	83.77	
04-juin-98	6.58	0.60	16.02	3.17	18.52	18.81	18.02	84.92	10.00
05-juin-98	7.73	1.15	13.35	4.65	19.33	19.77	18.83	82.92	10.00
06-juin-98	4.21	0.42	16.92	2.54	17.67	18.02	17.33	82.73	3.00
07-juin-98	2.50	0.58	12.27	3.29	16.00	16.48	15.81	81.48	0.00
08-juin-98	7.79	0.75	15.69	3.02	17.06	17.56	16.54	72.00	
09-juin-98	7.13	0.58	14.81	3.10	21.79	22.38	21.23	67.63	3.00
10-juin-98	3.33	1.83	5.90	5.96	16.63	17.06	16.40	79.90	5.00
11-juin-98	2.92	4.08	6.13	11.65	14.27	14.94	13.56	72.38	10.00
12-juin-98	5.75	0.81	11.29	4.63	14.00	14.56	13.50	68.46	4.00
13-juin-98	4.38	1.29	8.58	4.44	14.92	15.25	14.63	79.96	2.00
14-juin-98	2.63	1.56	8.50	5.08	16.06	16.40	15.69	75.56	8.00
15-juin-98	3.17	1.63	12.04	5.31	15.23	15.65	14.81	79.31	6.00
16-juin-98	3.85	0.50	18.63	2.83	14.96	15.44	14.58	81.79	9.00
17-juin-98	10.75	0.75	19.85	3.29	16.13	16.65	15.63	78.73	0.00
18-juin-98	9.02	0.81	21.46	3.42	21.60	22.08	21.08	63.65	
19-juin-98	7.92	0.67	16.06	3.63	27.38	27.92	26.71	49.48	
20-juin-98	4.73	1.90	11.19	6.44	28.92	29.65	28.38	37.04	
21-juin-98	4.19	0.56	13.44	2.90	18.71	18.96	18.44	80.81	
22-juin-98	5.63	0.44	16.25	2.46	17.92	18.21	17.65	80.52	0.00
23-juin-98	8.00	0.58	16.04	2.79	17.92	18.42	17.52	80.15	0.00
24-juin-98	5.29	0.54	16.88	3.06	17.50	17.98	17.06	79.48	0.00
25-juin-98	3.23	0.60	13.58	3.04	16.73	16.92	16.46	85.50	2.00
26-juin-98	3.69	0.21	16.15	1.94	17.54	17.75	17.35	83.13	
27-juin-98	4.56	0.42	11.25	2.42	18.65	19.04	18.40	81.40	
28-juin-98	5.98	0.54	16.21	2.79	18.13	18.42	17.69	80.33	
29-juin-98	4.38	0.42	15.96	2.40	18.21	18.54	17.90	76.04	4.00
30-juin-98	5.52	0.44	18.40	2.83	17.77	17.96	17.48	82.79	12.00

Date et heure légale	Dm (m/s)	Fm (m/s)	Dx (m/s)	Fx (m/s)	Tair (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	UU (%)	P (mm) (Ciboure)
01-juil-98	4.77	0.71	12.48	3.58	18.13	18.42	17.71	87.44	4.00
02-juil-98	3.21	1.42	12.65	4.56	20.63	21.06	20.08	66.06	
03-juil-98	2.60	1.73	8.06	5.08	18.67	19.02	18.40	78.88	0.00
04-juil-98	3.48	0.54	17.21	2.90	18.71	19.08	18.42	81.56	0.00
05-juil-98	9.38	0.71	18.42	2.83	18.46	18.96	18.25	78.83	
06-juil-98	7.85	0.83	12.58	3.67	18.73	19.17	18.29	82.77	12.00
07-juil-98	3.31	1.85	10.15	6.38	17.42	17.77	17.06	87.29	4.00
08-juil-98	2.88	1.52	9.15	5.06	18.02	18.38	17.67	74.79	
09-juil-98	2.69	0.35	15.00	2.27	16.65	17.04	16.15	77.69	0.00
10-juil-98	4.02	0.40	14.06	2.71	17.85	18.17	17.63	73.56	
11-juil-98	3.10	0.46	11.13	2.63	18.40	18.88	18.06	80.79	
12-juil-98	7.98	0.63	17.71	3.08	19.31	19.73	18.85	79.00	
13-juil-98	3.77	0.83	11.65	3.44	19.33	19.63	18.96	83.85	3.00
14-juil-98	4.50	0.52	15.19	3.29	17.71	18.17	17.35	73.48	
15-juil-98	8.94	0.67	17.73	2.96	17.63	18.17	17.21	71.50	
16-juil-98	6.40	0.83	15.31	3.67	19.50	19.90	18.98	73.60	
17-juil-98	5.00	0.42	17.63	2.52	20.65	21.00	20.23	78.29	
18-juil-98	9.10	0.67	18.75	2.83	20.92	21.13	20.60	81.94	
19-juil-98	5.96	0.75	13.54	3.35	22.31	22.83	21.81	79.46	
20-juil-98	4.04	1.50	13.56	5.35	24.42	24.98	23.90	67.04	2.00
21-juil-98	2.00	0.71	10.00	3.44	19.65	20.10	19.21	77.44	0.00
22-juil-98	4.92	0.38	15.04	2.46	21.50	22.00	20.96	70.35	
23-juil-98	4.19	0.81	13.25	3.98	20.98	21.54	20.56	74.81	
24-juil-98	2.23	0.29	17.15	2.25	18.96	19.35	18.77	84.17	1.00
25-juil-98	5.04	0.35	14.71	2.38	18.88	19.17	18.60	80.79	0.00
26-juil-98	1.38	0.52	15.17	2.81	19.65	19.85	19.44	79.38	
27-juil-98	2.17	1.17	12.27	4.25	20.15	20.60	19.88	74.50	0.00
28-juil-98	4.56	0.65	14.83	3.25	19.85	20.13	19.40	72.06	1.00
29-juil-98	1.85	0.23	11.38	2.38	20.06	20.46	19.81	84.25	
30-juil-98	4.06	0.31	16.83	2.85	19.77	20.10	19.46	83.08	2.00
31-juil-98	1.85	0.13	17.71	1.96	17.04	17.31	16.92	85.77	7.00
01-août-98	4.19	0.52	14.17	2.98	16.69	17.08	16.35	83.21	16.00
02-août-98	3.29	1.10	13.54	4.10	16.15	16.67	15.81	85.38	4.00
03-août-98	2.73	0.96	10.71	3.88	17.25	17.69	16.88	80.46	0.00
04-août-98	4.04	0.56	11.33	3.02	18.46	18.88	18.08	77.17	5.00
05-août-98	4.92	0.54	14.08	2.71	19.85	20.27	19.58	83.44	
06-août-98	5.67	0.44	16.00	2.65	19.63	20.04	19.08	80.42	0.00
07-août-98	6.69	0.46	19.56	2.67	21.96	22.40	21.50	76.42	
08-août-98	5.58	0.35	19.50	2.33	24.85	25.50	24.38	73.56	
09-août-98	4.63	0.67	14.96	2.85	25.63	26.06	25.04	74.13	
10-août-98	4.02	0.33	16.27	2.60	22.77	23.06	22.48	82.65	
11-août-98	7.88	0.94	16.00	3.52	23.27	23.71	22.96	82.94	
12-août-98	1.75	1.04	10.35	4.04	21.58	21.92	21.35	84.10	
13-août-98	3.96	0.50	8.96	3.15	21.19	21.56	20.92	74.46	
14-août-98	6.63	0.40	20.44	2.52	21.56	21.94	21.06	76.23	
15-août-98	4.98	0.83	16.02	3.65	21.31	21.73	20.83	81.10	3.00
16-août-98	3.42	0.33	17.08	2.50	20.92	21.25	20.56	81.21	
17-août-98	1.73	0.29	12.10	2.08	21.38	21.50	21.13	81.04	
18-août-98	2.44	0.25	14.48	2.25	19.52	19.96	19.33	81.98	0.00
19-août-98	6.15	0.40	16.38	2.54	18.67	19.00	18.29	79.85	
20-août-98	1.77	0.29	14.75	2.15	19.85	20.29	19.56	81.65	0.00
21-août-98	2.35	1.02	12.40	3.63	19.54	19.94	19.15	79.27	
22-août-98	2.17	0.81	13.69	3.52	20.73	20.94	20.40	80.46	1.00
23-août-98	2.04	0.25	16.19	2.17	20.38	20.69	20.19	87.77	2.00
24-août-98	2.40	0.27	15.29	2.44	20.42	20.79	20.10	82.48	0.00
25-août-98	5.04	0.33	16.63	2.40	20.77	21.19	20.35	81.06	
26-août-98	4.39	0.43	15.32	2.32	19.68	20.07	19.18	85.61	

Annexe 12 : Données météorologiques (Vallée d'Aspe)

A) Station *ENERCO 407 (Sarrance)*

Date et heure légale	Dm (m/s)	Fm (m/s)	Dx (m/s)	Fx (m/s)	Tair (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	UU (%)	RayG (joules/cm ²)	P (mm) (Accous)
01-avr-99	9.1	1.1	19.0	5.6	14.6	23.2	7.6	55.7	23.6	0
02-avr-99	11.4	0.7	20.7	3.4	11.9	21.3	4.4	65.4	36.1	0
03-avr-99	5.3	0.4	19.2	2.5	12.1	17.2	8.9	84.3	11.1	68
04-avr-99	10.2	0.5	23.0	2.5	13.3	20.8	6.7	82.4	36.1	0
05-avr-99	6.2	0.5	19.3	3.0	14.1	25.6	5.8	71.2	41.2	0
06-avr-99	15.6	1.1	25.7	4.0	11.1	17.6	7.5	84.8	26.0	19
07-avr-99	7.7	0.4	18.8	3.0	10.3	13.1	7.0	84.5	19.1	120
08-avr-99	11.2	0.4	20.0	3.2	9.1	13.5	6.8	80.0	18.9	8
09-avr-99	13.7	0.7	17.0	3.3	7.8	14.9	0.0	54.4	21.3	2
10-avr-99	13.9	0.8	21.6	3.2	9.1	15.4	2.0	79.2	37.8	30
11-avr-99	5.9	0.3	20.9	2.5	9.0	12.2	7.6	83.6	17.3	51
12-avr-99	7.7	0.4	21.0	3.4	8.8	12.7	5.4	85.0	9.6	240
13-avr-99	4.2	0.3	19.1	3.8	7.2	11.2	5.3	86.5	15.0	80
14-avr-99	15.6	0.9	22.8	4.1	8.4	15.6	2.2	79.1	29.0	200
15-avr-99	10.7	0.6	19.1	3.3	5.4	10.5	1.4	74.4	29.1	0
16-avr-99	11.1	1.4	18.0	5.6	5.7	13.2	-1.2	66.5	40.9	40
17-avr-99	7.6	0.4	18.0	3.2	5.1	8.2	3.7	87.3	8.2	296
18-avr-99	5.6	0.3	18.7	2.7	6.4	12.0	3.2	85.9	18.4	10
19-avr-99	15.0	1.0	20.6	3.6	10.3	19.0	2.7	70.8	43.0	0
20-avr-99	12.1	1.2	18.3	6.0	14.4	20.7	7.9	67.3	12.1	70
21-avr-99	12.3	1.0	17.5	4.7	13.2	20.2	7.2	69.8	38.2	50
22-avr-99	8.8	0.4	17.5	2.9	10.3	17.3	7.0	82.8	26.5	80
23-avr-99	12.4	1.0	19.5	5.0	10.1	16.4	5.7	75.5	14.6	220
24-avr-99	9.7	0.4	21.2	2.5	9.5	16.2	6.2	81.0	37.3	30
25-avr-99	15.7	1.0	20.3	4.2	10.8	23.4	3.9	72.3	25.5	100
26-avr-99	3.3	0.4	15.9	2.6	9.5	17.5	0.0	83.9	31.2	4
27-avr-99	x	0.4	x	2.5	10.0	16.7	4.5	86.0	23.8	15
28-avr-99	x	0.1	x	2.1	8.7	10.9	6.9	94.4	6.3	190
29-avr-99	x	0.7	x	4.4	12.7	20.4	6.4	69.0	39.6	3
30-avr-99	x	0.5	x	3.0	13.3	22.5	5.9	73.5	41.6	23
01-mai-99	x	0.4	x	3.0	14.6	22.4	8.0	77.3	31.8	115
02-mai-99	x	0.2	x	2.2	13.2	16.2	10.6	90.5	12.7	32
03-mai-99	x	0.2	x	1.9	11.7	12.4	11.1	95.1	4.4	270
04-mai-99	x	0.1	x	2.2	11.2	12.5	8.5	96.1	3.5	130
05-mai-99	x	0.6	x	3.4	14.9	23.0	8.2	81.8	34.1	0
06-mai-99	x	0.0	x	3.5	16.6	13.2	0.0	74.3	100.0	34
07-mai-99	x	0.0	x	4.8	16.3	0.0	0.0	76.5	37.3	180
08-mai-99	x	0.0	x	3.5	13.1	0.0	0.0	85.1	69.1	0
09-mai-99	x	0.0	x	4.3	16.0	0.0	0.0	69.4	82.8	0
10-mai-99	x	0.0	x	3.8	18.9	0.0	0.0	68.9	47.4	0
11-mai-99	x	0.0	x	3.6	19.2	0.0	0.0	70.3	72.9	0
12-mai-99	x	0.0	x	4.4	18.6	0.0	0.0	70.1	87.6	0
13-mai-99	32.1	0.3	32.5	3.7	17.4	23.5	0.0	79.3	64.5	0
14-mai-99	21.5	0.4	21.5	2.6	14.7	18.2	12.1	88.0	10.0	180
15-mai-99	26.1	0.4	26.1	2.4	11.8	13.2	10.4	91.0	10.3	18
16-mai-99	19.6	0.1	20.2	2.0	12.8	17.1	10.0	90.6	19.9	155
17-mai-99	17.9	0.4	16.7	3.0	13.4	20.2	10.1	82.9	32.7	55
18-mai-99	19.2	0.4	17.9	3.2	11.5	16.1	8.3	87.2	21.6	80
19-mai-99	18.5	0.1	16.3	2.1	10.5	13.4	8.6	90.9	8.9	110
20-mai-99	17.2	0.2	17.2	2.2	10.1	12.0	9.0	94.8	6.8	150
21-mai-99	19.9	0.0	19.7	2.0	10.1	11.8	9.0	95.9	5.9	120
22-mai-99	24.1	0.4	26.3	2.7	12.3	17.7	9.7	87.0	22.1	0
23-mai-99	32.1	0.3	32.1	1.9	12.6	14.4	10.5	89.0	14.6	0
24-mai-99	29.2	0.7	29.5	2.9	16.7	24.0	11.5	80.3	51.9	0
25-mai-99	31.8	0.7	32.5	2.8	16.4	20.3	13.5	82.7	24.5	0
26-mai-99	23.7	0.4	23.1	2.5	19.2	29.3	10.1	78.2	51.9	0
27-mai-99	19.6	1.2	19.0	6.3	24.0	30.4	14.2	41.4	40.4	0
28-mai-99	19.4	0.4	18.8	2.4	17.9	26.5	10.5	80.1	38.8	0
29-mai-99	22.0	0.8	23.0	3.5	17.5	24.7	11.7	82.2	40.5	11
30-mai-99	19.9	0.6	18.8	3.3	19.8	27.8	12.6	77.8	47.1	14
31-mai-99	22.6	0.5	23.7	3.1	19.0	26.9	13.5	84.1	38.0	18

Date et heure légale	Dm (m/s)	Fm (m/s)	Dx (m/s)	Fx (m/s)	Tair (°C)	Tmax (°C)	Tmin (°C)	UU (%)	RayG (joules/cm ²)	P (mm) (Accous)
01-juin-99	21.5	0.8	20.6	4.2	20.3	26.3	16.1	79.0	27.2	54
02-juin-99	20.1	0.6	20.3	3.6	17.2	24.5	12.6	79.9	37.1	10
03-juin-99	19.9	0.8	20.6	4.0	15.0	24.1	10.8	81.9	33.9	16
04-juin-99	22.8	0.7	23.2	3.0	15.2	21.6	10.2	76.1	58.8	0
05-juin-99	30.1	0.8	31.2	3.3	13.7	16.4	10.1	84.3	14.8	16
06-juin-99	16.6	0.4	17.3	2.5	12.7	17.8	9.1	83.8	31.6	68
07-juin-99	25.8	0.5	23.5	2.8	11.7	14.0	10.3	91.6	12.7	25
08-juin-99	30.1	0.1	29.5	1.7	12.3	16.1	8.4	84.6	22.3	0
09-juin-99	20.4	0.4	21.6	2.3	14.0	18.2	10.1	83.4	21.6	0
10-juin-99	26.0	0.2	26.7	2.1	13.7	17.9	11.4	86.1	16.9	10
11-juin-99	20.6	0.1	20.4	1.7	14.0	16.5	11.9	90.1	11.4	0
12-juin-99	29.1	0.6	31.6	2.6	15.7	19.4	11.6	82.3	28.3	0
13-juin-99	23.0	0.3	24.3	2.2	14.1	16.6	12.1	86.8	12.2	5
14-juin-99	26.4	0.5	26.3	3.1	15.8	21.9	11.0	75.9	48.9	0
15-juin-99	19.3	0.5	21.3	2.9	16.5	24.9	8.5	74.1	52.0	0
16-juin-99	19.8	0.5	19.4	2.7	17.7	28.6	9.6	73.6	53.0	130
17-juin-99	19.1	0.1	19.0	2.3	16.4	20.2	13.8	90.2	10.8	30
18-juin-99	26.1	0.6	25.1	2.9	16.9	21.6	14.1	85.9	29.0	0
19-juin-99	26.3	0.6	25.7	3.1	15.1	22.1	10.8	84.3	29.8	0
20-juin-99	25.6	0.3	26.8	2.6	16.6	21.6	14.2	83.4	31.6	0
21-juin-99	24.8	0.4	25.0	2.7	15.2	20.1	13.1	78.2	28.6	0
22-juin-99	24.8	0.5	22.8	2.6	15.9	22.8	10.4	71.0	56.8	0
23-juin-99	22.0	0.4	23.9	2.7	17.7	26.8	9.7	74.3	55.1	0
24-juin-99	20.7	0.5	21.4	2.6	20.3	31.4	11.5	75.6	54.6	0
25-juin-99	23.1	0.3	21.4	2.9	21.9	31.6	15.5	78.6	34.0	36
26-juin-99	27.6	0.7	28.0	3.2	17.2	21.5	15.0	87.8	18.5	10
27-juin-99	23.8	0.6	22.9	3.3	16.4	22.6	12.4	83.7	24.2	5
28-juin-99	20.7	0.7	22.2	3.1	16.2	23.0	9.7	79.3	57.7	0
29-juin-99	25.5	0.8	27.2	3.3	18.5	23.5	14.4	80.9	37.0	3
30-juin-99	21.3	0.6	21.6	2.6	18.5	23.3	15.4	76.9	36.3	0
01-juil-99	23.5	0.6	24.4	2.7	19.7	29.5	10.9	78.2	55.4	5
02-juil-99	22.9	1.1	23.6	4.4	24.7	34.7	16.5	57.7	54.9	0
03-juil-99	29.1	0.9	29.6	3.5	19.8	27.4	15.8	80.8	48.5	0
04-juil-99	22.2	0.6	22.4	2.8	17.2	18.7	14.5	91.5	10.4	120
05-juil-99	18.7	0.4	20.3	2.8	16.8	24.9	12.9	87.9	31.9	100
06-juil-99	18.6	0.1	17.8	2.2	15.7	19.5	13.1	89.0	19.5	2
07-juil-99	21.4	0.5	24.3	2.8	17.3	22.7	12.6	80.1	38.5	0
08-juil-99	25.1	0.4	28.5	3.2	18.9	24.4	14.6	76.6	43.8	0
09-juil-99	22.6	0.5	23.5	3.2	18.6	27.2	11.2	77.9	53.2	0
10-juil-99	21.4	0.3	22.8	2.8	18.8	26.4	12.0	78.2	48.4	0
11-juil-99	19.2	0.4	20.4	2.3	19.3	25.5	12.9	82.5	38.0	5
12-juil-99	21.1	0.3	22.0	2.4	19.0	23.0	17.3	89.8	16.8	110
13-juil-99	17.5	0.3	17.0	2.3	17.4	24.2	15.3	93.0	14.9	220
14-juil-99	23.3	0.6	23.8	2.7	17.8	23.4	14.3	82.2	42.3	0
15-juil-99	27.3	0.4	28.8	2.5	17.6	20.5	15.0	83.1	20.4	2
16-juil-99	25.4	0.4	26.4	2.4	19.5	25.5	16.1	82.5	38.0	0
17-juil-99	24.7	0.8	26.0	3.2	20.0	26.6	15.1	86.9	34.4	32
18-juil-99	29.3	0.6	29.8	3.3	18.4	20.9	15.6	90.0	13.1	220
19-juil-99	29.1	0.8	30.5	3.0	18.2	21.5	14.8	88.3	30.1	0
20-juil-99	31.3	0.6	32.4	2.9	20.5	25.4	17.0	82.8	38.8	0
21-juil-99	31.4	0.3	31.9	2.1	19.5	22.6	17.2	85.0	16.5	0
22-juil-99	25.8	0.1	24.4	2.0	17.6	23.0	14.9	80.8	18.6	0
23-juil-99	27.4	0.4	29.0	2.6	17.0	24.9	11.0	75.8	51.8	0
24-juil-99	21.7	0.5	22.7	2.5	17.3	27.3	9.7	80.0	55.0	0
25-juil-99	21.8	0.4	22.2	2.5	20.2	31.1	12.6	78.9	53.8	0
26-juil-99	18.2	0.0	18.2	1.4	16.1	17.8	14.6	95.4	0.0	285

B) Thermomètres TESTOSTOR 175 (°C) – Etude du gradient altitudinal.

Jour	Sarrance 365 m	Sarrance 780 m	Etsaut 800 m	Urdos 800 m	Urdos 1150 m	Peyranère 1400 m	Somport 1680 m
01-avr-99	14.8	14.9	14.2	13.3	12.0	10 *	6.5
02-avr-99	12.3	12.2	11.1	10.5	9.3	7 *	5.3
03-avr-99	12.5	11.4	10.8	10.9	9.4	7 *	5.4
04-avr-99	13.7	12.9	12.1	12.2	11.2	9 *	7.8
05-avr-99	14.4	15.6	14.0	13.6	13.7	12.5 *	10.7
06-avr-99	11.4	12.8	12.7	12.7	13.5	12 *	11.3
07-avr-99	10.7	7.8	8.2	8.5	6.6	1.7	1.7
08-avr-99	9.6	6.4	6.6	6.7	4.0	1.2	-0.7
09-avr-99	10.1	7.8	8.5	8.3	6.3	3.7	0.8
10-avr-99	9.5	8.1	7.4	7.3	6.3	4.2	2.5
11-avr-99	9.6	6.4	6.8	7.1	5.0	2.8	0.1
12-avr-99	9.2	6.5	6.4	6.4	4.8	3.3	0.9
13-avr-99	7.6	4.6	4.8	4.7	2.0	0.1	-0.3
14-avr-99	8.8	6.6	7.1	7.4	5.5	3.3	1.4
15-avr-99	6.0	2.4	2.4	2.7	0.2	-0.1	-3.9
16-avr-99	5.9	3.8	2.6	2.5	0.3	-1.3	-4.0
17-avr-99	5.7	2.7	2.5	2.4	0.6	-1.0	-1.3
18-avr-99	6.8	4.2	3.7	3.4	1.6	-0.6	-0.2
19-avr-99	10.5	9.5	9.4	8.8	7.1	5.2	5.0
20-avr-99	14.6	13.7	13.1	12.4	10.8	8.6	6.2
21-avr-99	13.8	11.2	11.4	11.0	9.0	7.4	4.6
22-avr-99	10.8	8.9	9.0	8.8	7.3	5.7	3.2
23-avr-99	10.6	7.7	7.7	7.5	4.5	3.4	1.0
24-avr-99	9.9	7.7	7.4	7.5	5.4	3.5	1.2
25-avr-99	10.9	10.1	10.0	9.3	8.9	6.7	5.7
26-avr-99	10.1	8.4	8.3	8.4	7.1	4.7	3.0
13-mai-99	17.7	16.7	16.3	16.7	16.9	16.6	15.3
14-mai-99	15.4	13.0	13.8	14.0	12.6	12.0	10.9
15-mai-99	12.4	9.7	10.4	10.9	8.7	6.8	5.1
16-mai-99	13.3	10.5	10.8	11.3	9.0	8.0	7.2
17-mai-99	13.9	11.3	11.6	13.0	9.1	7.7	5.4
18-mai-99	12.0	10.3	9.7	10.6	7.4	5.7	3.0
19-mai-99	11.0	8.5	8.4	8.6	6.5	4.5	2.4
20-mai-99	10.5	8.0	8.1	8.2	6.0	4.3	2.4
21-mai-99	10.5	8.1	8.0	7.9	6.1	4.3	2.6
22-mai-99	12.6	9.9	10.3	10.5	8.5	6.8	4.7
23-mai-99	13.0	10.1	10.9	11.5	9.4	8.0	7.2
24-mai-99	17.1	14.5	14.5	14.7	15.1	14.5	13.3
25-mai-99	16.9	14.4	15.3	15.6	14.1	13.1	14.3
26-mai-99	19.7	20.0	19.9	19.8	19.4	17.7	16.5
27-mai-99	24.8	21.9	21.3	21.0	19.7	17.0	15.0
28-mai-99	18.6	18.5	17.9	17.7	17.7	15.5	14.2
29-mai-99	18.0	19.7	20.5	20.5	19.4	17.6	15.1
30-mai-99	20.3	19.9	19.6	19.3	19.4	18.1	16.1
31-mai-99	19.6	19.0	19.3	19.2	18.7	18.2	16.3
01-juin-99	20.8	20.2	19.5	18.9	18.2	16.2	14.3
02-juin-99	17.8	16.8	17.3	17.6	15.8	14.6	11.5
03-juin-99	15.6	15.9	16.5	16.8	15.0	13.0	10.4
04-juin-99	15.9	13.8	13.8	14.2	12.5	10.6	7.9
05-juin-99	14.3	11.3	11.8	12.2	13.0	13.1	10.2
06-juin-99	13.2	10.3	10.9	11.3	9.6	7.5	4.9
07-juin-99	12.3	9.7	10.3	10.8	8.7	7.5	6.0
08-juin-99	12.7	10.1	10.4	11.0	8.9	7.3	5.2
09-juin-99	14.5	11.9	12.1	12.5	10.9	10.1	10.0
10-juin-99	14.2	11.4	11.6	11.9	9.6	7.8	6.0
11-juin-99	14.5	11.6	12.5	12.9	11.5	9.5	7.6
12-juin-99	16.1	13.0	13.8	14.2	13.1	12.7	11.4
13-juin-99	14.7	11.5	12.3	12.5	10.9	9.8	10.5
14-juin-99	16.2	13.0	13.4	13.4	11.6	9.8	7.5
15-juin-99	17.1	15.2	14.9	14.9	13.7	11.6	9.2
16-juin-99	18.9	18.5	17.2	17.5	16.8	14.7	14.2
17-juin-99	17.0	15.0	15.0	15.0	13.3	11.4	9.7

Jour	Sarrance 365 m	Sarrance 780 m	Etsaut 800 m	Urdos 800 m	Urdos 1150 m	Peyranère 1400 m	Somport 1680 m
18-juin-99	17.4	14.6	14.9	15.0	13.2	11.5	9.5
19-juin-99	15.7	13.5	13.8	14.1	11.9	9.7	7.3
20-juin-99	17.1	13.9	14.7	15.2	13.0	11.2	9.0
21-juin-99	15.7	12.5	13.1	13.8	11.2	9.2	7.0
22-juin-99	16.5	13.3	13.3	13.8	11.7	9.7	8.8
23-juin-99	18.2	17.0	16.8	17.2	16.3	15.4	14.7
24-juin-99	21.0	21.1	19.8	19.9	20.2	18.6	17.3
25-juin-99	22.5	22.9	22.7	21.9	21.9	19.9	17.9
26-juin-99	17.8	15.1	16.4	16.6	15.5	16.1	14.7
27-juin-99	17.0	14.2	15.4	15.8	14.5	12.5	11.0
28-juin-99	16.8	14.3	15.1	15.6	14.2	13.3	11.8
29-juin-99	19.1	17.0	17.6	17.9	17.6	17.0	14.8
30-juin-99	19.3	16.0	16.6	17.3	15.0	14.4	13.9
01-juil-99	20.2	20.0	20.1	19.9	20.5	20.0	20.0
02-juil-99	25.1	24.6	24.2	23.0	23.8	22.0	20.1
03-juil-99	20.6	19.8	21.3	21.7	20.6	20.1	19.4
04-juil-99	17.9	16.0	16.5	16.8	16.6	17.8	17.0
05-juil-99	17.3	15.3	15.5	15.4	14.6	13.1	11.8
06-juil-99	16.2	13.7	14.2	14.7	12.7	11.1	8.5
07-juil-99	17.8	15.2	15.5	15.9	13.8	12.2	9.1
08-juil-99	19.6	16.7	16.7	17.0	14.7	13.5	10.7
09-juil-99	19.2	18.0	17.3	17.3	16.4	14.4	11.9
10-juil-99	19.5	18.3	17.5	17.3	16.5	14.2	12.2
11-juil-99	19.9	18.2	18.3	18.3	17.2	15.2	13.0
12-juil-99	19.7	17.5	17.8	17.8	16.3	15.0	13.1
13-juil-99	18.0	15.5	15.6	15.5	14.1	12.5	10.5
14-juil-99	18.3	15.4	16.0	16.1	14.8	12.7	10.5
15-juil-99	18.1	14.9	15.7	16.0	14.3	13.1	13.3
16-juil-99	20.1	17.5	18.1	18.4	16.5	15.5	15.8
17-juil-99	20.5	20.0	20.6	20.1	20.6	19.4	17.9
18-juil-99	18.9	16.2	16.8	16.9	15.7	16.2	16.2
19-juil-99	18.7	16.1	16.7	17.0	15.2	14.8	14.1
20-juil-99	21.0	18.3	18.7	18.9	19.0	18.3	16.9
21-juil-99	20.1	16.9	17.6	18.0	16.5	15.2	16.7
22-juil-99	18.0	14.7	15.3	15.5	13.4	11.9	10.1
23-juil-99	17.5	14.8	15.2	15.4	13.0	11.4	8.8
24-juil-99	17.9	17.2	16.8	17.0	16.3	15.1	14.9
25-juil-99	20.7	21.1	20.4	20.2	19.8	19.0	18.1
26-juil-99	21.5	21.3	19.8	19.5	19.9	18.6	17.4
27-juil-99	19.6	17.5	17.7	17.4	16.1	15.0	12.8
28-juil-99	17.7	15.8	15.7	15.7	14.4	12.9	11.0
29-juil-99	18.8	16.5	16.6	16.7	15.0	13.2	11.5
30-juil-99	19.9	17.4	18.4	18.6	17.0	15.2	13.2
31-juil-99	20.4	17.5	17.6	17.7	15.8	13.9	11.9
01-août-99	20.6	19.0	18.3	18.3	17.6	16.4	15.1
02-août-99	19.2	17.7	18.0	17.9	18.1	17.0	15.5
03-août-99	19.5	17.8	17.9	17.8	17.7	16.4	14.8
04-août-99	10.5	9.3	8.6	8.5	7.6	5.4	3.4
05-août-99	9.2	7.4	6.8	6.9	5.3	3.6	2.3
06-août-99	13.1	11.7	10.4	9.8	8.3	5.4	2.9
07-août-99	13.7	14.2	13.6	12.7	11.5	8.9	6.7
08-août-99	15.0	13.9	13.3	13.0	12.2	10.4	8.6
09-août-99	13.8	11.8	11.5	11.4	9.6	7.8	5.9
10-août-99	12.2	9.8	10.0	10.1	8.1	6.6	4.8
11-août-99	11.7	9.5	9.6	9.5	7.8	6.1	4.5
12-août-99	15.0	13.8	13.8	13.3	12.5	10.2	8.8
13-août-99	17.4	16.7	15.7	15.5	14.6	12.7	10.8
14-août-99	16.6	15.2	14.5	14.2	12.8	10.8	8.3
15-août-99	13.6	11.4	11.9	11.8	10.7	9.3	7.8
16-août-99	16.7	17.0	16.1	15.8	14.8	12.7	10.9
17-août-99	19.0	19.4	19.3	19.5	17.1	15.2	12.5
18-août-99	19.6	20.5	20.4	20.3	18.0	16.3	13.9
19-août-99	19.0	18.9	18.8	18.7	18.0	16.0	14.1

* Pour Peyranère (1400 m), du 1^{er} avril au 6 avril, ce sont des estimations établies selon des profils analogues de 1150 m à 1680 m. Les erreurs commises du fait de ces approximations sont négligeables dans l'établissement des types de journées.

Annexe 13 : Résultats détaillés de l'analyse de variance de la typologie « dispersion » de Biriadou

Statistiques sur ICP NO_x

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	558.67	3	186.223	14.42
Intra	2737.799	212	12.914	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	27	7.948	•
Type B	34	9.132	+
Type C	102	5.175	---
Type D	53	7.942	+
GLOBAL	216	6.824	

Statistiques sur Fm

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	27.601	3	9.2	44.137
Intra	44.191	212	0.208	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	27	0.881	•
Type B	34	1.538	++
Type C	102	0.524	-----
Type D	53	0.96	+
GLOBAL	216	0.835	

Statistiques sur Tair

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	1385.277	3	461.759	112.952
Intra	866.677	212	4.088	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	27	22.896	+++
Type B	34	14.321	----
Type C	102	19.477	+++
Type D	53	16.689	---
GLOBAL	216	18.409	

Statistiques sur UU

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	14457.968	3	4819.323	92.291
Intra	11070.333	212	52.219	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Écarts 95%
Type A	27	55.563	---
Type B	34	83.271	+++
Type C	102	79.523	++
Type D	53	78.181	•
GLOBAL	216	76.788	

Statistiques sur Écart therm.

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	1741.844	3	580.615	86.87
Intra	1416.944	212	6.684	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Écarts 95%
Type A	27	15.878	+++
Type B	34	5.638	----
Type C	102	8.098	-
Type D	53	8.892	•
GLOBAL	216	8.878	

Statistiques sur Pluie (Ciboure)

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	619.375	3	206.458	24.696
Intra	1772.292	212	8.36	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Écarts 95%
Type A	27	0.527	---
Type B	34	4.959	+
Type C	102	0.446	----
Type D	53	2.772	•
GLOBAL	216	1.737	

Annexe 14 : Résultats détaillés de l'analyse de variance de la typologie « dispersion » de la vallée d'Aspe

Statistiques sur ICP NO_x

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	13102.715	3	4367.572	48.54
Intra	20605.22	229	89.979	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	42	38.931	++
Type B	56	25.598	---
Type C	74	39.516	+++
Type D	61	23.3	----
GLOBAL	233	31.82	

Statistiques sur Fm

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	3.299	3	1.1	15.177
Intra	16.593	229	0.072	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	42	0.307	--
Type B	56	0.373	--
Type C	74	0.608	++
Type D	61	0.536	•
GLOBAL	233	0.479	

Statistiques sur Tair

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	1067.052	3	355.684	29.828
Intra	2730.71	229	11.924	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	42	11.8	--
Type B	56	12.85	--
Type C	74	16.416	+
Type D	61	16.957	++
GLOBAL	233	14.869	

Statistiques sur UU

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	6379.544	3	2126.515	44.528
Intra	10936.415	229	47.757	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	42	88.857	++++
Type B	56	85.202	+++
Type C	74	77.899	-
Type D	61	75.149	--
GLOBAL	233	80.909	

Statistiques sur RayG

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	32521.657	3	10840.552	116.516
Intra	21306.06	229	93.04	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	42	12.547	-----
Type B	56	20.405	----
Type C	74	37.468	++
Type D	61	43.184	+++++
GLOBAL	233	30.264	

Statistiques sur Pluie Accous

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	546588.041	3	182196.014	64.52
Intra	646663.682	229	2823.859	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	42	142.691	+++
Type B	56	46.072	•
Type C	74	17.919	---
Type D	61	6.247	-----
GLOBAL	233	44.121	

Statistiques sur Stabilité BV

Sources de variations	Somme des carrés	Degrés de liberté	Carrés moyens	F - test
Inter	81.211	3	27.07	82.575
Intra	75.072	229	0.328	p=0.001

	Nombre	Moyenne	Ecart 95%
Type A	42	1.69	•
Type B	56	2.571	++++
Type C	74	1.162	-----
Type D	61	2.377	+++
GLOBAL	233	1.914	

Annexe 15 : Programme Visual Basic[®] pour la détermination du gradient altitudinal de température

```

Dim saisie As String
Dim jour As String
Dim nomfich As String
Dim h As Integer
Dim haut_altitude, base_altitude As Integer
Dim i, k As Integer

Sub Macrograd()
' Macrograd Macro
' Macro enregistrée le 02/06/99 par
Université de Pau
' entrée des données de départ
erreur = MsgBox("Fermer tous les
classeurs ouverts, verifier que les données
commencent ligne 2, éliminer les lignes
superflues et sans données, tout est OK?",
vbYesNo, info)
If erreur = 7 Then
GoTo arretmacro:
End If

nomfich = InputBox("Taper le nom du
fichier (pas d'extension .xls à marquer)",
"nom du fichier")
If nomfich = "" Then
nomfich = "o"
End If

nprofil = InputBox("Taper le nombre de
profils à tracer pour chaque jour
(default=6, maximum=15)", "nombre de
profils à tracer")
If nprofil = "" Then
nprofil = 6
ElseIf nprofil > 15 Then
nprofil = 6
End If

njour = InputBox("Taper le nombre de
jours (default=1)", "nombre de jours")
If njour = "" Then
njour = 1
End If

jour = InputBox("Taper le jour de départ
au format JJ/MM/AA
(default=01/04/99)", "jour")
If jour = "" Then
jour = "01/04/99"
End If

' initialise les heures de chaque profil
Workbooks.Add
ActiveWorkbook.SaveAs
File Name:= "C:\mes
documents\fdurrien\jours\" & nomfich &
"1.xls", FileFormat:=xlNormal _
Password:= ""
WriteResPassword:= ""
ReadOnlyRecommended:= False, _
CreateBackup:= False 'enregistre le
classeur sous le nom donné=nomfich
Sheets("feuille3").Activate
saisie = InputBox("Profils automatiques
(heures=5,6,8,10,15,20) : taper a.
Profils le matin (heures=2,4,6,8,10,12) :
taper matin. Profils le soir
(heures=17,18,19,20,21,22) : taper soir.
Saisie manuelle : taper m, ' type de saisie
")
Select Case saisie
Case "a"
Cells(1, 1) = 5
Cells(2, 1) = 6
Cells(3, 1) = 8
Cells(4, 1) = 10
Cells(5, 1) = 15
Cells(6, 1) = 20
nprofil = 6
Case "matin"
Cells(1, 1) = 2
Cells(2, 1) = 4
Cells(3, 1) = 6
Cells(4, 1) = 8
Cells(5, 1) = 10
Cells(6, 1) = 12
nprofil = 6
Case "soir"
Cells(1, 1) = 17
Cells(2, 1) = 18
Cells(3, 1) = 19
Cells(4, 1) = 20
Cells(5, 1) = 21
Cells(6, 1) = 22
nprofil = 6
Case Else
For i = 1 To nprofil
h = InputBox("taper l'heure " & i,
"heure " & i)
Cells(i, 1) = h
Next
End Select
depart = 0

For k = 1 To njour
Windows("grad.xls").Activate
'saisie de la date dans le classeur
grad.xls
If k > 1 Then
depart = depart + 49
jour = Cells(depart, 1)
depart = depart - 49
Workbooks.Add
ActiveWorkbook.SaveAs
File Name:= "C:\mes
documents\fdurrien\jours\" & nomfich &
" & k & ".xls", FileFormat:=xlNormal _
Password:= ""
WriteResPassword:= ""
ReadOnlyRecommended:= False, _
CreateBackup:= False 'enregistre le
classeur sous le nom donné=nomfich
Sheets("feuille3").Activate
Range("A1").Select
ActiveSheet.Paste
Windows("grad.xls").Activate
End If

' recherche de la date
Do Until liredate = jour
depart = depart + 1
Cells(depart, 1).Select
liredate = ActiveCell.Value
Loop

Range("A" & depart & "!" & depart +
47).Select
Selection.Copy
Windows(nomfich & "" & k &
".xls").Activate
Sheets("feuille1").Activate
Range("A5").Select
ActiveSheet.Paste

Windows("grad.xls").Activate
Range("A1:J2").Select
Selection.Copy
Windows(nomfich & "" & k &
".xls").Activate
Range("A1").Select
ActiveSheet.Paste

' mise en forme de la feuille 1
Columns("A:O").Select
Cells(4, 10) = "Gradients thermiques
verticaux"
Range("M1").Activate
Selection.ColumnWidth = 5.4
Application.CutCopyMode = False
Selection.RowHeight = 10
With Selection.Font
Name = "Arial"
Size = 8
Strikethrough = False
Superscript = False
Subscript = False
OutlineFont = False
Shadow = False
Underline = xlUnderlineStyleNone
ColorIndex = xlAutomatic
End With
Range("J5:M52").Select
Call tableau
Range("C5:152").Select
Call tableau
Range("A5:B52").Select
Call tableau

' tracé des profils
' création d'un tableau donnant la stabilité
Sheets("feuille1").Select
For i = 5 To 52

' couche Sarrance-Pelut
Call stabilité(3, 4, 10)
' couche Urdos-Urdos2
Call stabilité(6, 7, 11)
' couche Urdos2-Peyranère
Call stabilité(7, 8, 12)
' couche Peyranère-Somport
Call stabilité(8, 9, 13)

Next

' graphique température en fonction de
l'heure
' cherche le max et le min de temperature
Range("C53").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=MAX(R[
48]C:R[-1]C)"
Range("C54").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 = "=MIN(R[
49]C:R[-2]C)"
For j = 53 To 54
For i = 4 To 10
Cells(j, 3).Select
Selection.Copy
Cells(j, i).Select
ActiveSheet.Paste
Next

Next
Range("J53").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 =
"=MAX(RC[-7]:RC[-1])"
Range("J54").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 =
"=MIN(RC[-7]:RC[-1])"

Range("K53").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 =
"=TRUNC(RC[-1])"
maxi = ActiveCell.Value + 1
Range("K54").Select
ActiveCell.FormulaR1C1 =
"=TRUNC(RC[-1])"
mini = ActiveCell.Value - 1

' création du graphique représentant
les températures en fonction de l'heure
Range("C5:152").Select
Charts.Add
ActiveChart.ApplyCustomType
ChartType:=xlUserDefined,
TypeName:=
"fd gradient"
ActiveChart.SetSourceData
Source:=Sheets("Feuil1").Range("C5:15
2"), PlotBy
:=xlColumns

ActiveChart.SeriesCollection(1).XValue
s = "Feuil1!R5C2:R52C2"
ActiveChart.Location
Where:=xlLocationAsObject,
Name="Feuil1"
With ActiveChart
.HasTitle = True
.ChartTitle.Characters.Text = _
"Température de l'air(°C) en
fonction de l'heure le " & jour
.Axes(xlCategory,
xlPrimary).HasTitle = False
.Axes(xlValue,
xlPrimary).HasTitle = False
End With
ActiveChart.HasLegend = True
ActiveChart.Legend.Select
Selection.Position = xlRight

'ajuste les axes
ActiveChart.Axes(xlValue).Select
With ActiveChart.Axes(xlValue)
.MinimumScale = mini
.MaximumScale = maxi
.MinorUnitsAuto = True
.MajorUnitsAuto = True
.Crosses = xlCustom
.CrossesAt = mini
.ReversePlotOrder = False
.ScaleType = xlLinear
End With

' trace le graphique gradient
Sheets("feuille2").Select
Range("J5:M52").Select
Charts.Add
ActiveChart.ApplyCustomType
ChartType:=xlUserDefined,
TypeName:=
"fd gradient"
ActiveChart.SetSourceData
Source:=Sheets("Feuil1").Range("J5:M
52"), PlotBy
:=xlColumns

ActiveChart.SeriesCollection(1).XValue
s = "Feuil1!R5C9:R52C9"
ActiveChart.Location
Where:=xlLocationAsObject,
Name="Feuil1"
With ActiveChart
.HasTitle = True
.ChartTitle.Characters.Text = _
"Gradient thermique
vertical(°C/m) en fonction de l'heure le "
& jour
.Axes(xlCategory,
xlPrimary).HasTitle = False
.Axes(xlValue,
xlPrimary).HasTitle = False
End With
ActiveChart.HasLegend = True
ActiveChart.Legend.Select
Selection.Position = xlRight

'ajuste les axes
ActiveChart.Axes(xlValue).Select
With ActiveChart.Axes(xlValue)
.MinimumScale = -0.02
.MaximumScale = 0.02
.MinorUnitsAuto = True
.MajorUnitsAuto = True
.Crosses = xlCustom
.CrossesAt = -0.02
.ReversePlotOrder = False
.ScaleType = xlLinear
End With

```

```

' copie le graphe sur la feuille 2 et
supprime le graphe sur la feuille 1
Call copie_et_supprime(1, "A1")

' copie le graphe sur la feuille 2 et
supprime le graphe sur la feuille 1
Call copie_et_supprime(2, "A18")

' nomme les séries
Sheets("feuille2").Activate
ActiveSheet.ChartObjects("Graphique
2").Activate
ActiveChart.SeriesCollection(1).Name
= "Sarance-Pelut"
ActiveChart.SeriesCollection(2).Name
= "Urdos-Urdos2"
ActiveChart.SeriesCollection(3).Name
= "Urdos2-Peyranère"
ActiveChart.SeriesCollection(4).Name
= "Peyranère-Somport"
ActiveChart.ChartArea.Select

' nomme les séries
Sheets("feuille2").Activate
ActiveSheet.ChartObjects("Graphique
1").Activate
ActiveChart.SeriesCollection(1).Name
= "Sarance"
ActiveChart.SeriesCollection(2).Name
= "Pelut"
ActiveChart.SeriesCollection(3).Name
= "Etsaut"
ActiveChart.SeriesCollection(4).Name
= "Urdos"
ActiveChart.SeriesCollection(5).Name
= "Urdos 2"
ActiveChart.SeriesCollection(6).Name
= "Peyranère"
ActiveChart.SeriesCollection(7).Name
= "Somport"
ActiveChart.ChartArea.Select

' redimensionne le graphique
ActiveSheet.ChartObjects("Graphique
2").Activate
ActiveChart.ChartArea.Select
ActiveSheet.Shapes("Graphique
2").ScaleWidth 1.49, msoFalse, _
msoScaleFromTopLeft
ActiveSheet.Shapes("Graphique
2").ScaleHeight 1.3, msoFalse, _
msoScaleFromTopLeft

' redimensionne le graphique
ActiveSheet.ChartObjects("Graphique
1").Activate
ActiveChart.ChartArea.Select
ActiveSheet.Shapes("Graphique
1").ScaleWidth 1.49, msoFalse, _
msoScaleFromTopLeft
ActiveSheet.Shapes("Graphique
1").ScaleHeight 1.3, msoFalse, _
msoScaleFromTopLeft

' tracé de la stabilité sur le graphique
Sheets("feuille1").Select
Call stab_graph(10, 1)
Call stab_graph(11, 4)
Call stab_graph(12, 5)
Call stab_graph(13, 6)

' calcul du profil théorique adiabatique
saturé et insaturé
Sheets("feuille1").Select
base_altitude = Cells(2, 3)
For j = 3 To 9
    haut_altitude = Cells(2, j)
    Cells(3, j) = 25 - (haut_altitude -
base_altitude) * 0.0098
    Cells(4, j) = 25 - (haut_altitude -
base_altitude) * 0.005
Next
For i = 1 To nprofil
    saisie de l'heure sur la feuille 3
    Sheets("feuille3").Activate
    h = Cells(i, 1)

    ' recherche l'heure du profil
    Sheets("feuille1").Activate
    debut = 1
    ligne = recherche(h, debut)

    ' tracé du graphique
    profil (ligne)
    Call copie_et_supprime(i + 2, "A" &
i + 18)

    Next i

    ActiveWorkbook.SaveAs
    FileName:="C:\mes
documents\fdurrieu\jours\" & nomfich & ""
& k & ".xls", FileFormat:=xlNormal, _
    Password:=""
    WriteResPassword:=""
    ReadOnlyRecommended:=False, _
    CreateBackup:=False 'enregistre le
classeur sous le nom donné=nomfich
    Sheets("feuille3").Activate
    ' copie des heures
    Range("A1:A" & nprofil).Select
    Selection.Copy
    ActiveWorkbook.Close

Next
arretmacro:
End Sub

Function recherche(heure, linedebut)
    Windows(nomfich & "" & k &
".xls").Activate
    lecture = 100
    ligne = linedebut
    Do Until lecture = heure
        ligne = ligne + 1
        Cells(ligne, 2).Select
        lecture = ActiveCell.Value
    Loop
    recherche = ligne
End Function

Sub profil(heure)
    Sheets("Feuil1").Select
    Range("C2:I2,C" & heure & ":I" &
heure).Select
    Charts.Add
    ActiveChart.ApplyCustomType
    ChartType:=xlUserDefined, TypeName:= _
"fd_profilmeta"
    ActiveChart.SetSourceData
    Source:=Sheets("Feuil1").Range("C2:I2,C"
& heure & ":I" & heure), _
    PlotBy:=xlRows
    ActiveChart.Location
    Where:=xlLocationAsObject,
    Name:="Feuil1"
    With ActiveChart
        .HasTitle = True
        .ChartTitle.Characters.Text = "Profil
a " & h & " heure"
        .Axes(xlCategory, xlPrimary).HasTitle
= False
        .Axes(xlValue, xlPrimary).HasTitle =
False
    End With

    ActiveChart.SeriesCollection(1).Select
    ActiveChart.SeriesCollection(1).Formula
=
"=SERIES(,Feuil1!C" & heure & ":I" &
heure & ",Feuil1!C2:I2,1)"

    'courbes théoriques adiabatiques
    ActiveWindow.Visible = False
    Sheets("Feuil1").Select
    Range("C2:J3").Select
    Selection.Copy
    ActiveSheet.ChartObjects("Graphique " &
i + 2).Activate
    ActiveChart.SeriesCollection.Paste
    Rowcol:=xlRows, SeriesLabels:=False, _
    CategoryLabels:=False,
    Replace:=False, NewSeries:=True

    ActiveChart.SeriesCollection(2).Select
    ActiveChart.SeriesCollection(2).Formula
=
"=SERIES(,Feuil1!C3:I3,Feuil1!C2:I2,2)"

    ActiveChart.SeriesCollection(3).Select
    ActiveChart.SeriesCollection(3).Formula
=
"=SERIES(,Feuil1!C4:I4,Feuil1!C2:I2,3)"

End Sub

Sub copie_et_supprime(numero,
destination)
    ' "numero" est le numero du graphique à
déplacer
    ' "destination" est la case où sera copié le
graphique
    Sheets("Feuil1").Select
    ActiveSheet.ChartObjects("Graphique " &
numero).Activate
    ActiveChart.ChartArea.Select
    ActiveChart.ChartArea.Copy
    ActiveWindow.Visible = False
    Sheets("Feuil2").Select
    Range(destination).Select
    ActiveSheet.Paste
    Sheets("Feuil1").Select
    ActiveSheet.ChartObjects("Graphique " &
numero).Activate
    ActiveChart.ChartArea.Select
    ActiveWindow.Visible = False
    Selection.Delete

End Sub

Sub tableau()
    Selection.Borders(xlDiagonalDown).LineStyle
le = xlNone
    Selection.Borders(xlDiagonalUp).LineStyle
= xlNone
    With Selection.Borders(xlEdgeLeft)
        .LineStyle = xlContinuous
        .Weight = xlMedium
        .ColorIndex = xlAutomatic
    End With
    With Selection.Borders(xlEdgeTop)
        .LineStyle = xlContinuous
        .Weight = xlMedium
        .ColorIndex = xlAutomatic
    End With
    With Selection.Borders(xlEdgeBottom)
        .LineStyle = xlContinuous
        .Weight = xlMedium
        .ColorIndex = xlAutomatic
    End With
    With Selection.Borders(xlEdgeRight)
        .LineStyle = xlContinuous
        .Weight = xlMedium
        .ColorIndex = xlAutomatic
    End With
End Sub

Sub stabilite(base, haut, result)
    ' base = numéro de colonne dans
laquelle sont placées les données
correspondant à la base de la couche
d'air
    ' haut = idem pour le sommet
    ' result = numéro de colonne des
résultats
    base_altitude = Cells(2, base)
    haut_altitude = Cells(2, haut)
    base_temp = Cells(i, base)
    haut_temp = Cells(i, haut)
    haut_insat = base_temp -
(haut_altitude - base_altitude) * 0.0098
    haut_sat = base_temp -
(haut_altitude - base_altitude) * 0.005

    If haut_altitude << >
base_altitude Then
        gradient_temp =
(haut_temp - base_temp)/
(haut_altitude - base_altitude)
    ElseIf haut_temp < haut_insat
Then
        Cells(i, result).Select
        With Selection.Interior
            .ColorIndex = 45
            .Pattern = xlSolid
            .PatternColorIndex =
xlAutomatic
        End With
        Cells(i, result) =
gradient_temp
    ElseIf haut_temp >
haut_sat Then
        Cells(i, result).Select
        With Selection.Interior
            .ColorIndex = 42
            .Pattern = xlSolid
            .PatternColorIndex =
xlAutomatic
        End With
        Cells(i, result) =
gradient_temp
    Else
        Cells(i, result) =
gradient_temp
    End If
End If

End Sub

Sub stab_graph(colonne, série)
    For i = 5 To 52
        gradient = Cells(i, colonne)
        If gradient > -0.005 Then
            Sheets("Feuil2").Select
            ActiveWindow.Visible = False
            ActiveSheet.ChartObjects("Graphique
1").Activate
            ActiveChart.SeriesCollection(série).Sele
ct
            ActiveChart.SeriesCollection(série).Poi
nts(i - 4).Select
            With Selection.Border
                .ColorIndex = 57
                .Weight = xlThick
                .LineStyle = xlContinuous
            End With
            With Selection
                .MarkerBackgroundColorIndex
= xlNone
                .MarkerForegroundColorIndex
= xlNone
                .MarkerStyle = xlNone
                .MarkerSize = 3
                .Shadow = False
            End With
            End If
            Sheets("Feuil1").Select
        Next
    End Sub

Next
End Sub

```


Annexe 16 : Autres mesures du programme ETP

A. Indice des fumées noires : FN en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Date	Urdos	Sarrance
31/03/99	25.1	6.4
01/04/99	20.7	15.2
02/04/99	25.6	21.4
03/04/99	x	9.2
04/04/99	23.3	14.4
05/04/99	28.6	14.9
06/04/99	9.6	9.9
07/04/99	11.7	10.3
08/04/99	22.8	11.0
09/04/99	18.3	9.6
10/04/99	7.3	7.1
11/04/99	20.6	10.5
12/04/99	10.8	8.7
13/04/99	14.6	8.7
14/04/99	7.3	6.3
15/04/99	10.8	4.8
16/04/99	10.1	6.7
17/04/99	7.7	8.7
18/04/99	14.6	6.3
19/04/99	16.0	11.1
20/04/99	12.9	7.4
21/04/99	12.6	11.3
22/04/99	8.5	11.1
23/04/99	7.5	11.8
24/04/99	12.0	6.3
25/04/99	12.3	10.1
26/04/99	12.6	15.8
27/04/99	24.7	10.9
28/04/99	16.8	10.6
29/04/99	8.1	12.8
30/04/99	14.2	8.6
01/05/99	12.6	8.2
02/05/99	25.1	10.9
03/05/99	13.5	11.8
04/05/99	18.0	11.4
05/05/99	16.0	11.9
06/05/99	13.2	9.0
07/05/99	8.4	7.6
08/05/99	7.7	10.2
09/05/99	15.7	15.0
10/05/99	26.0	13.6
11/05/99	25.7	12.1
12/05/99	15.1	11.5
13/05/99	16.2	9.3
14/05/99	6.5	3.5
15/05/99	9.1	6.3
16/05/99	16.6	12.3
17/05/99	13.7	10.5
18/05/99	23.2	10.9
19/05/99	12.6	14.8
20/05/99	13.3	17.8
21/05/99	13.3	7.4
22/05/99	9.8	6.5
23/05/99	9.8	7.2
24/05/99	12.9	9.4
25/05/99	29.5	14.4
26/05/99	20.1	10.2
27/05/99	16.6	14.1
28/05/99	19.4	13.5
29/05/99	15.5	8.9
30/05/99	20.1	8.2
31/05/99	13.7	14.1
01/06/99	12.3	8.6
02/06/99	12.3	10.5
03/06/99	13.6	7.8
04/06/99	10.6	4.2

Jour	St-Jean-Luz	Biriatou
04/05/98	14.6	46.3
05/05/98	47.3	152.8
06/05/98	107.7	319.5
07/05/98	79.2	241.4
08/05/98	59.5	241.4
09/05/98	90.0	62.0
10/05/98	64.6	319.5
11/05/98	79.2	241.4
12/05/98	121.9	333.0
13/05/98	125.1	285.4
14/05/98	72.4	179.0
15/05/98	50.4	167.5
16/05/98	63.9	140.6
17/05/98	88.1	10.4
18/05/98	77.6	251.6
19/05/98	112.5	240.0
20/05/98	122.6	215.0
21/05/98	71.6	159.8
22/05/98	122.6	215.0
23/05/98	54.6	151.9
24/05/98	49.4	102.4
25/05/98	36.9	10.2
26/05/98	38.1	242.2
27/05/98	76.7	217.0
28/05/98	50.8	217.0
29/05/98	81.7	242.2
30/05/98	68.8	217.0
31/05/98	44.9	97.0
01/06/98	46.8	129.9
02/06/98	159.2	38.1
03/06/98	123.9	258.6
04/06/98	108.4	231.7
05/06/98	63.2	231.7
06/06/98	79.4	231.7
07/06/98	61.5	231.7
08/06/98	93.1	342.3
09/06/98	145.0	117.5
10/06/98	121.0	21.8
11/06/98	36.7	142.3
12/06/98	57.2	183.3
13/06/98	63.4	216.2
14/06/98	39.6	159.9
15/06/98	96.3	275.4
16/06/98	74.7	307.2
17/06/98	107.9	165.1
18/06/98	102.0	232.1
19/06/98	x	263.3
20/06/98	x	113.9
21/06/98	x	129.7
22/06/98	x	382.3
23/06/98	63.2	260.4
24/06/98	106.3	229.6
25/06/98	93.6	260.4
26/06/98	82.5	229.6
27/06/98	90.7	229.6
28/06/98	74.0	186.1
29/06/98	x	303.9
30/06/98	116.6	305.0
01/07/98	123.5	305.0
02/07/98	128.2	261.4
03/07/98	66.6	261.4
04/07/98	64.9	163.9
5/7 jusqu'à 16h30	38.6	62.6
5/7 de 16h30 à 21h30	25.1	26.0
5/7 de 21h30 à 4h30	59.7	230.4
6/7 de 4h30 à 7h30	30.1	29.6

05/06/99	6.9	5.7
06/06/99	10.8	5.9
07/06/99	10.4	5.6
08/06/99	13.6	7.9
09/06/99	12.7	9.6
10/06/99	12.3	13.2
11/06/99	17.2	4.4
12/06/99	7.8	5.6
13/06/99	15.3	7.3
14/06/99	25.0	9.6
15/06/99	19.6	10.4
16/06/99	18.5	12.4
17/06/99	14.4	7.2
18/06/99	11.0	8.5
19/06/99	14.8	5.6
20/06/99	7.4	5.3
21/06/99	14.1	6.8
22/06/99	19.0	6.6
23/06/99	20.5	9.2
24/06/99	31.8	13.1
25/06/99	11.0	5.2
26/06/99	11.4	5.2
27/06/99	7.6	4.1
28/06/99	11.9	4.4
29/06/99	14.0	16.1
30/06/99	15.8	28.4
01/07/99	25.3	30.1
02/07/99	22.6	29.5
03/07/99	13.0	24.9
04/07/99	12.4	35.1
05/07/99	10.4	36.4
06/07/99	11.6	22.1
07/07/99	23.0	30.4
08/07/99	25.3	28.7
09/07/99	28.3	36.1
10/07/99	18.8	33.7
11/07/99	5.4	47.9
12/07/99	20.4	49.9
13/07/99	13.0	17.7
14/07/99	13.3	20.9
15/07/99	17.6	37.6
16/07/99	26.5	22.5
17/07/99	17.2	16.7
18/07/99	14.7	27.2
19/07/99	24.1	40.5
20/07/99	18.8	32.2
21/07/99	15.5	33.3
22/07/99	11.9	34.9
23/07/99	13.8	41.3
24/07/99	29.7	33.8
25/07/99	29.7	35.5
26/07/99		34.3
27/07/99	18.1	39.9
28/07/99	21.2	46.2
29/07/99	19.2	38.4
30/07/99	30.3	39.1
31/07/99	17.7	36.3
01/08/99	28.7	27.8
02/08/99	27.7	35.6
03/08/99	30.3	53.4
04/08/99	18.1	34.9
05/08/99	28.2	42.9
06/08/99	23.9	42.2
07/08/99	16.9	45.3
08/08/99	20.0	39.2
09/08/99	18.5	33.8
10/08/99	4.9	27.2
11/08/99	22.3	39.7
12/08/99	15.9	44.3
13/08/99	24.4	35.4
14/08/99	19.0	24.3

6/7 de 7h30 à 12h30	37.9	64.3
6/7 de 12h30 à 14h30	9.2	73.9
6/7 de 14h30 à 20h30	26.9	128.7
6/7 de 20h30 à 24h	19.2	261.4
07/07/98	64.9	229.9
08/07/98	76.7	304.2
09/07/98	168.8	260.7
10/07/98	114.5	260.7
11/07/98	126.1	45.9
12/07/98	146.2	x
13/07/98	130.2	304.5
14/07/98	53.5	230.1
15/07/98	103.9	261.0
16/07/98	92.1	206.1
17/07/98	106.9	261.0
18/07/98	71.5	261.0
19/07/98	68.8	180.6
20/07/98	180.5	230.1
21/07/98	93.0	259.6
22/07/98	113.8	303.0
23/07/98	74.4	185.6
24/07/98	101.9	303.0
25/07/98	107.8	205.0
26/07/98	63.0	179.7
27/07/98	101.9	303.0
28/07/98	51.6	229.4
29/07/98	99.9	260.2
30/07/98	105.8	260.2
31/07/98	88.1	229.4
01/08/98	85.2	185.9
02/08/98	65.3	118.5
03/08/98	72.7	303.6
04/08/98	117.9	258.5
05/08/98	83.5	227.9
06/08/98	75.0	204.2
07/08/98	89.0	227.9
08/08/98	64.4	204.2
09/08/98	72.8	204.2
10/08/98	68.6	227.9
11/08/98	56.7	228.1
12/08/98	201.4	258.7
13/08/98	160.2	204.3
14/08/98	179.3	258.7
15/08/98	141.3	162.3
16/08/98	112.4	228.1
17/08/98	165.0	301.9
18/08/98	155.4	258.8
19/08/98	116.8	258.8
20/08/98	137.5	302.0
21/08/98	123.6	228.2
22/08/98	103.3	204.4
23/08/98	70.2	258.8
24/08/98	88.1	258.8
25/08/98	137.5	302.2
26/08/98	95.4	302.2
27/08/98	186.9	376.1
28/08/98	186.9	376.1
29/08/98	119.2	228.3
30/8 jusqu'à 16h30	40.1	228.3
30/8 de 16h30 à 21h30	56.2	75.6
30/8 de 21h30 à 4h30	113.1	109.0
31/8 de 4h30 à 7h30	21.9	118.0
31/8 de 7h30 à 12h30	14.8	55.6
31/8 de 12h30 à 14h30	36.6	112.0
31/8 de 14h30 à 20h30	22.9	144.5
31/8 de 20h30 à 24h	89.5	65.7
01/09/98	107.7	x
02/09/98	87.1	258.0
03/09/98	98.8	227.5
04/09/98	79.2	227.5
05/09/98	62.9	258.0

15/08/99	15.5	37.5
16/08/99	17.8	46.0
17/08/99	12.5	25.3

06/09/98	129.4	203.8
07 et 08/09/98	x	x
09/09/98	135.4	302.8
10/09/98	135.4	259.5
11/09/98	130.3	302.8
12/09/98	120.6	259.5
13/09/98	56.8	228.7

B. Métaux lourds (Cadmium, Plomb, Zinc) en $\mu\text{g}/\text{filtre}$

B.1 – Urdos (Haute vallée d'Aspe)

Date du	au	Cadmium	Plomb	Zinc
1-avr-99	3-avr-99	0.013	0.71	32.8
5-avr-99	7-avr-99	0.018	1.2	39.4
8-avr-99	11-avr-99	0.019	1.2	45.3
12-avr-99	14-avr-99	0.009	0.33	18.3
15-avr-99	18-avr-99	0.023	0.37	19.4
19-avr-99	21-avr-99	0.007	0.34	18.5
22-avr-99	25-avr-99	0.005	0.27	21.5
26-avr-99	28-avr-99	0.004	0.29	20.8
29-avr-99	2-mai-99	0.008	0.75	29.5
3-mai-99	5-mai-99	< 0,01	0.23	24.4
6-mai-99	9-mai-99	< 0,01	0.28	21.5
10-mai-99	12-mai-99	< 0,01	0.97	22.5
13-mai-99	16-mai-99	< 0,01	0.33	23
17-mai-99	19-mai-99	< 0,01	0.017	20.5
20-mai-99	23-mai-99	< 0,01	0.22	20.7
24-mai-99	26-mai-99	< 0,01	0.83	28
27-mai-99	30-mai-99	0.01	0.92	32.5
31-mai-99	2-juin-99	0.039	1.85	43.6
3-juin-99	6-juin-99	0.015	0.108	50.6
7-juin-99	9-juin-99	0.026	0.103	44.1
10-juin-99	13-juin-99	0.02	1.1	46.3
14-juin-99	16-juin-99	0.027	1	48.7
17-juin-99	20-juin-99	0.016	0.88	52.6
21-juin-99	23-juin-99	0.016	0.91	42.3
24-juin-99	27-juin-99	0.03	1.7	68.3
28-juin-99	30-juin-99	< 0,01	0.46	43.7
1-juil-99	4-juil-99	< 0,01	0.9	53.4
5-juil-99	7-juil-99	< 0,01	0.35	29.4
8-juil-99	11-juil-99	0.029	0.6	65
12-juil-99	14-juil-99	0.012	1.5	48.3
15-juil-99	18-juil-99	0.013	0.9	60.2
19-juil-99	21-juil-99	0.009	0.56	45
22-juil-99	25-juil-99	< 0,01	1.2	55.6
26-juil-99	28-juil-99	0.003	0.7	30.3
29-juil-99	1-août-99	0.01	1	58.1
2-août-99	4-août-99	0.001	1.2	44.4
5-août-99	8-août-99	< 0,001	1.05	60.3
9-août-99	11-août-99	0.009	0.51	56.5
12-août-99	15-août-99	0.009	0.74	58.2
16-août-99	18-août-99	0.005	0.49	42.9

B.2 – Sarrance (basse vallée d'Aspe)

Date du	au	Cadmium	Plomb	Zinc
1-avr-99	4-avr-99	0.011	1.3	38
5-avr-99	7-avr-99	0.012	0.7	32
8-avr-99	11-avr-99	0.013	0.99	39.5
12-avr-99	14-avr-99	0.011	0.5	32.1
15-avr-99	18-avr-99	0.009	0.36	20.9
19-avr-99	21-avr-99	0.01	0.33	21.18
22-avr-99	25-avr-99	0.01	0.64	33.5
26-avr-99	28-avr-99	0.003	0.44	27
29-avr-99	2-mai-99	0.006	0.56	30
3-mai-99	5-mai-99	0.002	1.02	24.4
6-mai-99	9-mai-99	< 0,01	0.5	23
10-mai-99	12-mai-99	< 0,01	0.61	23.3

13-mai-99	16-mai-99	< 0,01	0.35	24.2
17-mai-99	19-mai-99	< 0,01	0.29	18.1
20-mai-99	23-mai-99	< 0,01	0.58	19.4
24-mai-99	26-mai-99	0.033	0.75	24.6
27-mai-99	30-mai-99	< 0,01	0.52	23.8
31-mai-99	2-juin-99	0.016	0.84	33.7
3-juin-99	6-juin-99	0.033	1.6	59.8
7-juin-99	9-juin-99	0.021	0.68	45.4
10-juin-99	13-juin-99	0.028	1	46.3
14-juin-99	16-juin-99	0.021	1	37.8
17-juin-99	20-juin-99	0.009	0.8	42
21-juin-99	23-juin-99	0.022	0.87	37.3
24-juin-99	27-juin-99	0.014	1	56.9
28-juin-99	30-juin-99	< 0,01	0.59	44.2
1-juil-99	4-juil-99	< 0,01	0.93	54.6
5-juil-99	7-juil-99	< 0,01	1.07	31
8-juil-99	11-juil-99	< 0,01	0.87	53.3
12-juil-99	14-juil-99	0.012	1.4	50.8
15-juil-99	18-juil-99	0.009	1.4	57.3
19-juil-99	21-juil-99	0.001	1.1	56.5
22-juil-99	25-juil-99	< 0,001	2.2	69.4
26-juil-99	28-juil-99	0.006	1.3	46.1
29-juil-99	1-août-99	0.017	2.1	62.6
2-août-99	4-août-99	0.007	1.35	46.1
5-août-99	8-août-99	0.005	2.2	56.6
9-août-99	11-août-99	0.01	1.5	49.7
12-août-99	15-août-99	0.014	2	53.4
16-août-99	18-août-99	0.007	2.1	44.5

B.3 – Saint-Jean-de-Luz Sud

Date du	au	Cadmium	Plomb	Zinc
06/05/98		0.03	2.7	14.60
07/05/98		< 0,2	3.7	9.60
08/05/98		< 0,2	2.9	17.00
09/05/98		< 0,2	0.9	24.60
10/05/98		< 0,2	2.3	26.70
11/05/98		0.012	0.2	22.70
12/05/98	14/05/98	< 0,2	0.7	13.00
15/05/98	18/05/98	0.049	3.40	39.00
19/05/98	21/05/98	0.05	6	210.60
22/05/98	24/05/98	0.12	5	50.20
25/05/98	27/05/98	0.012	3.3	58.60
28/05/98	31/05/98	0.013	5.2	96.60
01/06/98	03/06/98	0.034	6.4	62.80
04/06/98	07/06/98	0.066	3.5	137
08/06/98	10/06/98	0.2	7.1	317
11/06/98	14/06/98	0.032	5.9	60.00
15/06/98	17/06/98	0.24	3	77.00
18/06/98	23/06/98	0.024	3.2	53.00
24/06/98		x	x	x
25/06/98	28/06/98	0.01	1.3	23.50
29/06/98	01/07/98	0.02	15.7	60.30
02/07/98	05/07/98 jusqu'à 16h30	0.01	2.4	24.70
5/7 de 16h30 à 21h30		0.02	4.5	78.30
5/7 de 21h30 à 4h30		0.006	0.52	12.30
6/7 de 4h30 à 7h30		0.005	10.6	1.48
6/7 de 7h30 à 12h30		0.006	0.6	9.30
6/7 de 12h30 à 14h30		0.065	0.36	6.90
6/7 de 14h30 à 20h30		0.003	0.23	7.50
6/7 de 20h30 à 24h		0.005	0.41	21.00
07/07/98		0.005	0.57	11.00
08/07/98		0.004	0.74	16.2
09/07/98	12/07/98	0.003	0.69	9.30
13/07/98	15/07/98	0.016	5.3	42.10
16/07/98	19/07/98	0.018	4.1	63.60
20/07/98	22/07/98	0.025	5.2	61.20
23/07/98	26/07/98	0.04	2.6	29.80
27/07/98	29/07/98	0.06	5.5	45.60

30/07/98	02/08/98	0.036	3.3	41.20
03/08/98	05/08/98	0.029	4.3	38.90
06/08/98	09/08/98	0.021	3	29.30
10/08/98	12/08/98	0.033	6.5	48.10
13/08/98	16/08/98	0.016	6.7	43.00
17/08/98	19/08/98	0.044	7.1	58.00
20/08/98	23/08/98	0.037	6.3	37.00
24/08/98	26/08/98	0.047	5.6	45.00
27/08/98	30/08/98 à 16h30	0.021	5.6	41.00
30/8 de 16h30 à 21h30		0.033	9.9	76.00
30/8 de 21h30 à 4h30		0.009	0.72	9.40
31/8 de 4h30 à 7h30		0.009	1.55	8.80
31/8 de 7h30 à 12h30		0.011	1.27	9.30
31/8 de 12h30 à 14h30		0.009	0.42	7.40
31/8 de 14h30 à 20h30		0.009	0.75	8.10
31/8 de 20h30 à 24h		0.007	0.34	7.80
01/09/98	02/09/98	0.022	1.57	32.30
03/09/98	06/09/98	0.016	2.8	36.3
07/09/98		0.023	4.7	42.5
09/09/98	13/09/98	x	x	x
		0.004	4.8	78.7

B.4 – Péage de Biriatoù

Date du	au	Cadmium	Plomb	Zinc
04/05/98	05/05/98	0.012	0.72	13.00
06/05/98		< 0,2	2.8	12.70
07/05/98		< 0,2	3.1	22.30
08/05/98	09/05/98	0.013	0.77	26.40
10/05/98		< 0,2	0.3	11.60
11/05/98	13/05/98	0.074	4.9	62.20
14/05/98	17/05/98	0.016	4.70	185.50
18/05/98	20/05/98	0.075	5.2	51.30
21/05/98	24/05/98	0.04	12.4	75.60
25/05/98	27/05/98	0.07	2.6	41.00
28/05/98	31/05/98	0.04	5.5	115.00
01/06/98	03/06/98	0.02	2.7	42
04/06/98	07/06/98	0.11	8.2	152
08/06/98	10/06/98	0.03	2.3	112
11/06/98	14/06/98	0.039	4.2	66
15/06/98	17/06/98	< 0,01	2.2	45
18/06/98	21/06/98	0.012	6.3	58
22/06/98	24/06/98	0.02	11.4	64.2
25/06/98	28/06/98	0.03	4.9	36.3
29/06/98	01/07/98	0.04	4.3	58.9
02/07/98	05/07/98 jusqu'à 16h30	0.02	5	67.9
5/7 de 16h30 à 21h30		0.03	2.8	13.30
5/7 de 21h30 à 4h30		0.013	1.3	14.20
6/7 de 4h30 à 7h30		0.008	0.9	44.40
6/7 de 7h30 à 12h30		0.007	1.5	19.00
6/7 de 12h30 à 14h30		0.01	1	29.70
6/7 de 14h30 à 20h30		0.01	1.3	13.90
6/7 de 20h30 à 24h + 7/7		0.02	3.6	20.00
08/07/98		<0,01	1.3	14.20
09/07/98	12/07/98	0.023	5.3	50.9
13/07/98	15/07/98	0.023	6.2	47.1
16/07/98	19/07/98	0.044	8.3	72.4
20/07/98	22/07/98	0.03	4.2	36.8
23/07/98	26/07/98	0.03	4.7	35.6
27/07/98	29/07/98	0.026	4.5	35
30/07/98	02/08/98	0.034	6.8	34.9
03/08/98	05/08/98	0.012	3.8	20.7
06/08/98	09/08/98	0.025	6.8	28.2
10/08/98	12/08/98	0.068	8	54
13/08/98	16/08/98	0.035	9	42
17/08/98	19/08/98	0.037	7.6	36
20/08/98	23/08/98	0.026	10.8	42
24/08/98	26/08/98	0.024	14.5	39.00
27/08/98	30/08/98 jusqu'à 16h30	0.029	17.7	62.00

31/8 de 00h à 4h30		0.008	0.68	7.70
31/8 de 4h30 à 7h30		0.009	0.43	7.70
31/8 de 7h30 à 12h30		0.01	1.07	8.10
30/8 de 16h30 à 21h30		0.011	0.96	7.60
30/8 de 21h30 à 24h00		0.008	0.65	7.70
31/8 de 12h30 à 14h30		0.009	0.2	13.20
31/8 de 14h30 à 20h30		0.007	0.53	7.80
31/8 de 20h30 à 24h		x	x	x
01/09/98	02/09/98	0.02	5.3	44.5
03/09/98	06/09/98	0.024	7	50.8
07/09/98		x	x	
08/09/98	09/09/98	0.021	3.5	42
10/09/98	13/09/98	0.006	7.4	93

C. HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) en ng/filtre

C.1 - Biriatoù

Semaine d'exposition	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	U
Benzo(a)pyrene	< 1	2	nd	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	6	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(b)fluoranthene	6	6	2	< 5	< 5	7	< 5	< 5	10	14	19	13	13	18	8	< 5
Benzo(g,h,i)perylene	< 1	nd	nd	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	8	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(k)fluoranthene	1	2	1	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	5	< 5	< 5	5	< 5	< 5
Fluoranthene	53	47	36	32	< 5	40	36	36	47	55	32	47	57	72	51	47
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	< 1	nd	nd	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

C.2 - Saint-Jean-de-Luz

Semaine d'exposition	D	E	F	G	H	I	J	K	L	N	O	P	Q	R	U
Benzo(a)pyrene	2	nd	2	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(b)fluoranthene	22	13	8	< 5	< 5	7	< 5	8	18	22	12	< 5	19	11	9
Benzo(g,h,i)perylene	15	nd	nd	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(k)fluoranthene	5	2	2	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Fluoranthene	25	20	20	28	22	12	11	14	14	13	15	47	18	17	13
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	7	nd	nd	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

C.3 - Urdos

Semaine d'exposition	B	F	J	N	S	T
Benzo(a)pyrene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(b)fluoranthene	< 5	< 5	6	< 5	7	32
Benzo(g,h,i)perylene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(k)fluoranthene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	5
Fluoranthene	29,2	6	< 5	7	< 5	36
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

C.4 - Sarrance

Semaine d'exposition	B	F	J	N	S	T
Benzo(a)pyrene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	5
Benzo(b)fluoranthene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	46
Benzo(g,h,i)perylene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(k)fluoranthene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	7
Fluoranthene	28,5	< 5	< 5	11	9	47
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

D. BTX en µg/cartouche de charbon actif

D.1 - Biriatoù

	D	E	F	G	I	L	N	P	S
Chlorobenzene	Nd	Nd	X	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Benzene	Nd	Nd	Nd	< 50	< 50	< 50	< 50	71	83
Styrene	Nd	Nd	X	< 10	< 10	215	121	< 10	< 10
Toluene	21	1.7	Nd	170	176	86	138	135	160
Xylene	6.5	nd	nd	20	50	68	107	150	188

D.2 - Saint-Jean-de-Luz

	D	E	F	G	H	J	K	M	O	Q	S
Chlorobenzene	Nd	Nd	X	< 10	< 10	< 10	< 10	15	< 10	< 10	< 10
Benzene	Nd	Nd	Nd	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Styrene	Nd	Nd	X	< 10	< 10	< 10	121	< 10	67	< 10	< 10
Toluene	2.8	Nd	1.6	< 10	< 10	36	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Xylene	Nd	Nd	Nd	< 10	< 10	15	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10

D.3 - Sarrance

	D	I	N	S	T
Chlorobenzene	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Benzene	< 50	< 50	< 50	230	59
Styrene	< 10	< 10	< 10	45	< 10
Toluene	112	113	127	480	123
Xylene	113	123	125	620	140

D.4 - Urdos

	D	I	N	S	T
Chlorobenzene	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Benzene	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
Styrene	< 10	< 10	< 10	16	< 10
Toluene	47	58	49	87	< 10
Xylene	35	41	42	101	< 10

E. Impacteur en cascade : HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) en ng/filtre

E.1 – Biriadou

du 19/05/98 au 01/06/98, sur Antifoam	0	1	2	3	4	5	6	7
Benzo(a)pyrène	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Benzo(b)fluoranthène	< 1	< 1	4	< 1	6	< 1	< 1	2
Benzo(g,h,i)perylène	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Benzo(k)fluoranthène	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1
fluoranthène	6	4	4	7	9	17	11	16
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1

du 01/07/98 au 03/08/98, sur filtres	0	1	2	3*	4	5	6	7
Benzo(a)pyrène	< 5	< 5	< 5	-	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(b)fluoranthène	< 5	< 5	7	-	5	10	< 5	9
Benzo(g,h,i)perylène	< 5	< 5	< 5	-	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(k)fluoranthène	< 5	< 5	< 5	-	< 5	< 5	< 5	< 5
fluoranthène	8	7	9	-	30	45	53	60
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	< 5	< 5	< 5	-	< 5	< 5	< 5	< 5

* échantillon n°3 : erreur de manipulation

24 heures (septembre 98), sur filtres	0	1	2	3	4	5	6	7
Benzo(a)pyrène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(b)fluoranthène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(g,h,i)perylène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(k)fluoranthène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
fluoranthène	14	13	14	12	13	13	10	10
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

E.2 – Saint-Jean-de-Luz

du 04/08/98 au 13/09/98, sur filtres	0	1	2	3	4	5	6	7
Benzo(a)pyrene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(b)fluoranthène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	9	8	7
Benzo(g,h,i)perylene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(k)fluoranthène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
fluoranthène	< 5	< 5	< 5	< 5	8	15	17	19
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

E.2 – Urdos

du 31/03/99 au 05/05/99, sur filtres	0	1	2	3	4	5	6	7
Benzo(a)pyrene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	7	18
Benzo(b)fluoranthène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	7	12	30
Benzo(g,h,i)perylene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	24
Benzo(k)fluoranthène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	9
fluoranthène	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	5	17	55
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	8	16	23

du 05/05/99 au 09/06/99	0	1	2	3	4	5	6	7
Benzo(a)pyrene	< 5	< 5	-	< 5	< 5	< 5	< 5	5
Benzo(b)fluoranthène	< 5	< 5	-	< 5	< 5	5	< 5	14
Benzo(g,h,i)perylene	< 5	< 5	-	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Benzo(k)fluoranthène	< 5	< 5	-	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
fluoranthène	< 5	< 5	-	< 5	< 5	< 5	< 5	17
Indeno(1,2,3-c,d)pyrene	< 5	< 5	-	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5

T a b l e d e s m a t i è r e s

Avant-propos _____	5
Remerciements _____	7
Sommaire _____	13
<i>Introduction</i> _____	17
1 Les contradictions et difficultés liées aux transports durables _____	23
2 La pollution atmosphérique d'origine automobile, un thème peu exploré en géographie : problématique et cadrage théorique _____	39
2.1 Spécificité de l'approche géographique par rapport aux autres disciplines _____	39
2.2 Positionnement au sein de la discipline géographique _____	47
2.2.1 <i>Les systèmes de transport</i> _____	49
2.2.2 <i>La géographie environnementaliste</i> _____	49
2.2.3 <i>L'analyse spatiale</i> _____	52
3 Méthodologie _____	55
Chapitre I : Pollution atmosphérique, trafic routier et environnement : acquis et lacunes _____	61
1 Qu'est-ce qu'émettent les véhicules ? _____	62
1.1 La pollution d'origine routière _____	63
1.1.1 <i>Les polluants primaires</i> _____	64
1.1.2 <i>Les polluants secondaires</i> _____	72
1.1.3 <i>Les unités de mesure de la pollution</i> _____	74
1.1.4 <i>Les polluants réglementés</i> _____	79
1.1.5 <i>Les polluants non réglementés</i> _____	80
1.2 La part des transports routiers dans les émissions totales _____	80
1.3 Qu'est-ce qui fait varier les quantités de polluants émis ? _____	82
1.3.1 <i>Les facteurs liés au véhicule</i> _____	82
1.3.2 <i>Les facteurs liés aux conditions de circulation</i> _____	85
1.3.3 <i>Les facteurs liés à la route</i> _____	86
1.3.4 <i>Les facteurs climatiques</i> _____	86
1.3.5 <i>Les facteurs liés au conducteur</i> _____	87
1.3.6 <i>Le parc automobile français</i> _____	88
1.3.7 <i>La qualité environnementale du parc</i> _____	97
1.3.8 <i>Comment mesure-t-on les émissions unitaires des véhicules ? Quelles sont les limites d'utilisation des modèles qui en sont issus ?</i> _____	101
1.4 Spécificité de la recherche en zone rurale _____	104
1.4.1 <i>Les émissions « naturelles » ou biogéniques</i> _____	105

1.5	Les cycles de la pollution _____	108
1.6	Les échelles de la pollution : élasticité de la dimension spatio-temporelle des phénomènes de pollution _____	108
1.7	Pourquoi l'étude des oxydes d'azote s'impose _____	110
2	Dispersion et transport des polluants _____	112
2.1	Quels facteurs météorologiques influent la dispersion des polluants ? _____	112
2.1.1	<i>Généralités sur les mouvements d'air dans la basse atmosphère _____</i>	112
2.1.2	<i>Stabilité et profil de température _____</i>	115
2.1.3	<i>Spécificité des phénomènes météorologiques en montagne, influence de la dimension spatiale _____</i>	117
2.2	Chimie et devenir des NO _x dans l'atmosphère _____	119
2.2.1	<i>Principales transformations de l'azote réactif dans la couche limite _____</i>	120
2.2.2	<i>Chimie de jour, chimie de nuit _____</i>	123
2.2.3	<i>Temps de conversion des NO_x vers d'autres formes _____</i>	125
2.2.4	<i>Répartition des composés azotés _____</i>	127
3	Dépôt des polluants _____	129
3.1	Formes des dépôts atmosphériques _____	130
3.2	Processus de dépôt _____	132
3.2.1	<i>Processus de déposition sèche _____</i>	132
3.2.2	<i>Processus de déposition humide [DESBOEUF, 2001] _____</i>	135
3.3	Estimation du dépôt sec de composés oxy-azotés _____	137

Chapitre II : Protocoles de mesures et validation

(vallées d'Aspe et de Biriadou) _____	141
---------------------------------------	-----

1	Les campagnes de terrain _____	143
1.1	Les sites étudiés _____	143
1.1.1	<i>Deux types de vallées _____</i>	143
1.1.2	<i>Pour chaque vallée, deux sites de mesure aux caractéristiques différentes _____</i>	144
1.2	Les polluants mesurés _____	147
1.3	Protocole de mesure et métrologie _____	148
1.3.1	<i>Une philosophie géographique : intégrer différents niveaux d'échelles _____</i>	148
1.3.2	<i>Mesures au niveau de la chaussée _____</i>	149
1.3.2.1	Appareils utilisés et fonctionnement _____	149
1.3.2.1.1	<i>Les préleveurs séquentiels _____</i>	149
1.3.2.1.1.1	<u>Fonctionnement de l'appareil</u> _____	149
1.3.2.1.1.2	<u>Mesures effectuées</u> _____	150
1.3.2.1.2	<i>L'impacteur en cascade _____</i>	153
1.3.2.1.2.1	<u>Masse des particules selon la granulométrie</u> _____	153
1.3.2.1.2.2	<u>Quantité de HAP selon la granulométrie</u> _____	154
1.3.2.2	Emplacement _____	154
1.3.3	<i>Mesures dans les écosystèmes de proximité _____</i>	155
1.3.3.1	Appareils utilisés et fonctionnement _____	156
1.3.3.1.1	<i>Principe général de la mesure passive _____</i>	156
1.3.3.1.2	<i>Caractéristiques des capteurs passifs ETP _____</i>	157
1.3.3.2	Emplacement _____	159

1.3.4	<i>Mesures météorologiques</i>	161
1.3.4.1	La station météorologique ENERCO 404/407 [©]	161
1.3.4.2	Mesure de la stabilité atmosphérique	163
1.3.4.3	Protocole de terrain	163
1.3.4.3.1	<i>Biriadou</i>	163
1.3.4.3.2	<i>Vallée d'Aspe</i>	164
1.3.5	<i>Organisation du travail de terrain</i>	165
1.3.5.1	Durée et date des campagnes	165
1.3.5.2	Travail de terrain, fréquence des « tournées »	165
1.3.5.3	Fiche de relevé pour les capteurs passifs	168
1.3.5.4	Fiches de relevé pour les préleveurs séquentiels	169
1.3.6	<i>Partenaires et encadrement</i>	170
1.3.7	<i>Les analyses chimiques au laboratoire</i>	171
1.3.7.1	Tarage des filtres	171
1.3.7.2	Mesure de la masse des particules	171
1.3.7.3	Mesure des fumées noires	171
1.3.7.4	Dosage des métaux lourds	171
1.3.7.5	Dosage des Hydrocarbures Poly-Aromatiques (ou Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques)	172
1.3.7.6	Dosage des BTX	172
1.3.7.7	Préparation des plaquettes de dépôt	173
1.3.7.7.1	<i>Dosage des HAP</i>	173
1.3.7.7.2	<i>Dosage des métaux lourds</i>	173
1.3.7.8	Imprégnation des filtres pour le dosage du NO ₂	173
1.3.7.9	Dosage du dioxyde d'azote (NO ₂) des filtres imbibés de triéthanolamine (TEA)	174
1.3.7.9.1	<i>Courbe d'étalonnage pour la mesure du NO₂ à Biriadou</i>	175
1.3.7.9.2	<i>Courbe d'étalonnage pour la mesure du NO₂ en vallée d'Aspe</i>	175
1.3.7.9.3	<i>Expression des résultats pour les préleveurs séquentiels</i>	176
1.3.7.9.4	<i>Expression des résultats pour les capteurs passifs</i>	176
1.3.7.9.4.1	<i>Concentrations en dioxyde d'azote (NO₂)</i>	176
1.3.7.9.4.2	<i>Dépôt de NO₂</i>	178
2	Validation et mesures de dioxyde d'azote (NO₂)	180
2.1	Capteurs passifs : Mesures dans les écosystèmes proches des axes routiers	180
2.1.1	<i>Validation des mesures des capteurs passifs ETP par intercomparaison avec les tubes passifs GRADKO[©]</i>	180
2.1.1.1	Méthode	180
2.1.1.2	Validation des masses de dioxyde d'azote fixées	182
2.1.1.3	Validation des concentrations de dioxyde d'azote	183
2.1.1.4	Validation des dépôts de dioxyde d'azote	185
2.1.2	<i>Reconstitutions des mesures de dépôt manquantes</i>	186
2.1.2.1	Méthode	186
2.1.2.2	Validité des données reconstituées	186
2.1.2.3	Précisions concernant la reconstitution des semaines I et J à Biriadou	187
2.1.2.4	Précisions concernant la reconstitution des mesures hebdomadaires en vallée d'Aspe	188
2.1.3	<i>Valeurs du dépôt de dioxyde d'azote dans les écosystèmes proches des axes routiers</i>	189
2.2	Préleveurs séquentiels : Mesure des concentrations au bord de la chaussée	193
2.2.1	<i>Calcul des concentrations</i>	193
2.2.2	<i>Correction liée à la perte d'efficacité du système de prélèvement en fonction du pompage</i>	193
2.2.3	<i>Correction par rapport aux résultats de l'analyseur en continu SERES[®] NOX 2000</i>	195
2.2.3.1	Validation des résultats du SERES [®] NOX 2000	195
2.2.3.2	Non correction pour Biriadou	197
2.2.3.3	Correction pour la vallée d'Aspe	198
2.2.4	<i>Valeurs des concentrations quotidiennes en dioxyde d'azote mesurées au bord des chaussées (NO₂ en µg/m³)</i>	199
3	Les autres données	202
3.1	Les données météorologiques de METEO-FRANCE	202
3.2	Les données sur la qualité de l'air de AIRAQ	202
3.3	Les données de trafic	202

Chapitre III : Pollution azotée et trafic routier en montagne :	
cartographie des risques environnementaux	
et variations des capacités de dispersion _____	
	203
1	Cartographie d'un risque technologique, rappels théoriques et méthodologiques _____
	204
1.1	La cartographie _____
	204
1.2	La notion de risque _____
	206
1.2.1	<i>L'importance de la temporalité</i> _____
	207
1.2.2	<i>L'aléa</i> _____
	208
1.2.3	<i>La vulnérabilité</i> _____
	209
1.2.4	<i>La gestion des risques : méthodologie générale</i> _____
	211
2	Cartographier la vulnérabilité : charges critiques des écosystèmes _____
	214
2.1	Le concept de charge critique [LANDMANN, 1993] _____
	214
2.1.1	<i>Emergence et consensus autour du concept scientifique de charge critique</i> _____
	215
2.1.2	<i>Discussion autour de la définition des charges et niveaux critiques</i> _____
	217
2.1.2.1	Définition _____
	217
2.1.2.2	Questions soulevées _____
	217
2.1.2.3	Traduction française _____
	218
2.1.3	<i>Les différentes méthodes d'élaboration</i> _____
	218
2.1.4	<i>Les valeurs critiques établies pour la France</i> _____
	219
2.1.4.1	Les charges critiques (dépôts atmosphériques) _____
	219
2.1.4.1.1	<i>L'acidification (charge critique d'acidité)</i> _____
	219
2.1.4.1.2	<i>L'eutrophisation (charge critique azotée)</i> _____
	224
2.1.4.2	Les niveaux critiques (concentrations dans l'air) _____
	227
2.1.5	<i>Intérêts et limites du concept de charge critique</i> _____
	227
2.2	Vulnérabilités à l'acidité des vallées d'Aspe et de Biriadou _____
	229
2.3	Vulnérabilité à l'eutrophisation des vallées d'Aspe et de Biriadou _____
	231
2.3.1	<i>Cartes de végétation</i> _____
	231
2.3.1.1	CORINE® Land Cover _____
	231
2.3.1.2	Carte de la Végétation du CNRS _____
	232
2.3.1.3	Carte numérique de la végétation à partir de CORINE® Land Cover et des cartes du CNRS _____
	233
2.3.1.4	Synthèse cartographique pour la végétation et l'occupation du sol _____
	234
2.3.1.4.1	<i>Biriadou</i> _____
	234
2.3.1.4.2	<i>Vallée d'Aspe</i> _____
	235
2.3.2	<i>Paramètres jouant sur la valeur des charges critiques</i> _____
	236
2.3.3	<i>Cartes de vulnérabilité à l'eutrophisation</i> _____
	236
2.3.3.1	Biriadou _____
	237
2.3.3.2	Vallée d'Aspe _____
	237
2.4	Vulnérabilité aux concentrations dans l'air _____
	238
2.5	Limites et améliorations envisagées pour l'évaluation de la vulnérabilité _____
	238
3	Cartographier l'aléa : dépôts et concentrations de part et d'autre des routes _____
	239
3.1	Des possibilités méthodologiques multiples _____
	240
3.1.1	<i>Déterminisme et probabilité</i> _____
	240
3.1.2	<i>L'interpolation n'est pas la bonne solution</i> _____
	242
3.1.3	<i>Pour l'étude des phénomènes linéaires, le secours de l'analyse spatiale</i> _____
	244
3.2	La logique retenue : un modèle stochastique _____
	246
3.2.1	<i>Le « modèle » en géographie</i> _____
	246
3.2.2	<i>Réponse aux physiciens et chimistes de l'atmosphère : une approche spatiale, ni eulérienne, ni lagrangienne</i> _____
	248
3.2.3	<i>Fondements du modèle retenu</i> _____
	249

3.3	Les variables du modèle	254
3.3.1	<i>La variable dépendante : la charge polluante</i>	254
3.3.2	<i>L'espace, principale variable explicative</i>	257
3.3.3	<i>Calcul des variables spatiales</i>	259
3.3.3.1	Carte des pentes	261
3.3.3.2	La distance-pente	262
3.3.3.3	La distance à vol d'oiseau	264
3.3.3.4	La distance-réelle	265
3.4	Recherche du meilleur ajustement	266
3.4.1	<i>Méthodologie</i>	266
3.4.2	<i>Populations utilisées pour la modélisation</i>	268
3.4.3	<i>Ajustement à un modèle non linéaire</i>	274
3.4.3.1	Vallée d'Aspe	276
3.4.3.2	Biriatou	277
3.4.4	<i>Evaluation de la qualité du modèle</i>	280
3.4.5	<i>Tentative de linéarisation et de régression multiple : principaux éléments</i>	284
3.4.6	<i>Application du modèle et réalisation des cartes de pollution (cartes d'aléa)</i>	286
3.4.7	<i>Modèle général pour Biriatou</i>	287
3.4.8	<i>Différences entre le modèle général et les sous-modèles locaux pour Biriatou</i>	288
3.4.9	<i>Modèle général pour la vallée d'Aspe</i>	289
3.4.10	<i>Différences entre le modèle général et les sous-modèles locaux pour la vallée d'Aspe</i>	291
3.5	Limites et améliorations envisagées pour l'évaluation de l'aléa.	
	Vers une généralisation du modèle ?	292
4	Cartographier le risque environnemental	294
4.1	Dépassement des charges critiques d'acidité	295
4.1.1	<i>Vallée d'Aspe</i>	295
4.1.2	<i>Biriatou</i>	296
4.2	Dépassement des charges critiques azotée (eutrophisation)	296
4.2.1	<i>Vallée d'Aspe</i>	297
4.2.2	<i>Biriatou</i>	298
4.3	Dépassement des niveaux critiques d'oxydes d'azote (NO _x) dans l'air	298
4.3.1	<i>Vallée d'Aspe</i>	298
4.3.2	<i>Biriatou</i>	299
5	Influence des caractéristiques topographiques sur la dispersion	300
5.1	Evaluation des capacités dispersives d'un site	300
5.1.1	<i>L'Indicateur Comparatif de Pollution (ICP)</i>	300
5.1.2	<i>Le calcul de l'ICP</i>	301
5.1.3	<i>Les valeurs de l'ICP</i>	303
5.2	Les caractéristiques topographiques : le facteur explicatif essentiel	303
5.3	Les modulations liées aux conditions météorologiques	304
5.3.1	<i>Etude multivariée</i>	304
5.3.1.1	Démarche	304
5.3.1.2	Principes statistiques	305
5.3.1.3	Chaîne de traitement sous MODALISA® 4.0	307
5.3.1.4	Variables utilisées	308
5.3.1.5	Résultats de l'analyse en composantes principales (ACP)	309
5.3.2	<i>Typologie des groupes de dispersion</i>	311
5.3.3	<i>Caractéristiques des groupes de dispersion</i>	313

Chapitre IV: Trafic routier en montagne :

quels risques pour les écosystèmes ?	317
1 Dépôts azotés : quels effets sur les écosystèmes ?	318
1.1 Le cycle de l'azote	318
1.1.1 <i>L'assimilation de l'azote par les végétaux</i>	319
1.1.1.1 La nutrition des plantes supérieures	319
1.1.1.2 Les mycorhizes : un important soutien à la nutrition des arbres	321
1.1.2 <i>Le sol, une usine à recycler et à stocker l'azote</i>	323
1.1.2.1 Le rôle important des humus	324
1.1.2.2 La minéralisation	326
1.1.2.3 La dénitrification	327
1.2 Dérèglements et perturbations induits par l'accroissement de l'azote disponible	330
1.2.1 <i>Pour chaque individu, modification de la nutrition et conséquences</i>	331
1.2.1.1 Assimilation d'azote par le feuillage et lessivage des minéraux	331
1.2.1.2 Modification du rapport partie aérienne / racines	332
1.2.1.3 Au niveau du sol, deux processus majeurs : l'acidification et l'eutrophisation	333
1.2.1.4 Altération du système mycorhizien, réduction des capacités de nutrition	335
1.2.2 <i>Pour les phytocénoses, une redistribution de la compétitivité des espèces</i>	338
1.2.3 <i>Acidification et eutrophisation des milieux aquatiques</i>	345
1.2.4 <i>La biodiversité : un enjeu</i>	348
2 Patrimoine naturel de Biriadou et de la vallée d'Aspe	350
2.1 Le milieu semi-naturel de Biriadou	351
2.1.1 <i>Climat</i>	351
2.1.2 <i>Sol et sous-sol</i>	352
2.1.3 <i>Groupements végétaux</i>	355
2.1.4 <i>Faune</i>	362
2.1.5 <i>Les ZNIEFF du secteur de Biriadou</i>	365
2.2 Le milieu naturel de la vallée d'Aspe	366
2.2.1 <i>Climat</i>	367
2.2.2 <i>Sol et sous-sol</i>	370
2.2.3 <i>Groupements végétaux</i>	375
2.2.3.1 Une flore endémique très riche, vue à travers le cas de <i>Petrocoptis Pyreneica</i>	377
2.2.3.2 La richesse floristique des défilés calcaires	380
2.2.3.3 Flore légalement protégée	383
2.2.3.4 Les hêtraies-sapinières de la haute vallée	383
2.2.4 <i>Faune</i>	386
2.2.5 <i>Le gave d'Aspe</i>	387
3 Quels risques pour Biriadou et la vallée d'Aspe ?	389
3.1 Contexte français et européen : dépassements généralisés des charges critiques	389
3.1.1 <i>Le contexte français et européen des dépôts atmosphériques azotés</i>	389
3.1.1.1 Les dépôts azotés	389
3.1.1.2 Les dépôts acides	393
3.1.1.3 Santé des écosystèmes européens et pollution atmosphérique. Evolution récente et dépassements de charge critique	394
3.1.2 <i>Un risque, oui... mais à quelle échéance ? [CEE-NU, 2002c]</i>	396
3.2 Analyse des facteurs locaux aggravants ou améliorants	400
3.2.1 <i>Facteurs climatiques et conséquences</i>	401
3.2.2 <i>Facteurs biologiques : des espèces plus ou moins sensibles</i>	405
3.2.3 <i>Apports de cations nutritifs</i>	408
3.2.4 <i>Facteurs humains</i>	411
3.3 Zones les plus vulnérables et processus associés	414
3.3.1 <i>Biriadou</i>	414
3.3.2 <i>La vallée d'Aspe</i>	418

<i>Conclusion</i>	423
1 Les émissions d'oxydes d'azote par le trafic génèrent un risque environnemental variable dans l'espace	424
2 La montagne, un terrain propice à la démonstration	427
3 Le défi multiscalair	429
4 La conciliation des intérêts environnementaux et socio-économiques est-elle possible dans le domaine des transports ?	432
Postface	441
Bibliographie	443
Annexes	467
Table des matières	545
Table des illustrations	552

T a b l e d e s i l l u s t r a t i o n s

A. Table des figures

Figure 1 : Affiche contre le trafic dans les vallées de montagne [CHARLIER, 1999, p. 226]	19
Figure 2 : L'air pur à Pau, un argument de vente dans l'immobilier des années 1930 [CHADEFAUD, 1987, p. 909]	21
Figure 3 : Les champs de la géographie des transports d'après HAGGETT [1972] modifié par RODRIGUE [2002, web]	48
Figure 4 : Ecosystème et géosystème selon S. PREOBRAJENSKI [adapté de HAASE, 1977 in ROUGERIE et BEROUTCHACHVILI, 1991, p. 62]	50
Figure 5 : Démarche générale – Chaîne de traitement	58
Figure 6 : Schéma des particules diesel	70
Figure 7 : Histoire hypothétique de la composition de l'atmosphère avec le passage d'une atmosphère réductrice à une atmosphère oxydante [d'après LOVELOCK, 1997, p. 184 ; ATKINS et JONES, 1998, p. 170]	77
Figure 8 : Structure de la couche-limite atmosphérique [DURRIEU, 1999, p. 10]	113
Figure 9 : Stabilité ou instabilité selon le profil de température [d'après DURRIEU, 1999, p. 8 et BELTRANDO et CHEMERY, 1995, p. 4]	116
Figure 10 : Principes généraux de stockage et d'élimination des oxydes d'azote [FENNETEAUX, 1998 ; MEIXNER, 1994 ; THIMONIER, 1994 ; BEY, 1997 ; PONT, 2000]	121
Figure 11 : Emissions, transformation et dépôts de polluants [CITEPA, 2001b, web]	131
Figure 12 : Processus de transport et d'assimilation des gaz et petites particules (PM10) par la végétation [d'après FOWLER <i>et al.</i> , 1989 in MEIXNER, 1994, p. 315]	134
Figure 13 : Schéma simplifié des processus multiphasiques intervenant au sein d'une goutte d'eau nuageuse [DESBOEUF, 2001, p. 8]	136
Figure 14 : Fonctionnement des préleveurs séquentiels	151
Figure 15 : Mesures effectuées avec les préleveurs séquentiels	152
Figure 16 : Modèle « Andersen 1 AFCM non-viable ambient particle sizing samplers » de la marque ANDERSEN	153
Figure 17 : Schéma d'un étage d'impaction [d'après GRASEBY ANDERSEN, n.d., p. 14]	153

Figure 18 : Deux types de capteurs passifs – Le tube à diffusion passive pour dioxyde d’azote (NO ₂) [ATKINS, 1990, p. 45] et le badge pour dioxyde de soufre (SO ₂) et dioxyde d’azote (NO ₂) [KROCHMAL et KALINA, 1997, p. 3474]	156
Figure 19 : Caractéristiques des capteurs passifs ETP	158
Figure 20 : Dispositif complet pour la mesure passive	158
Figure 21 : Trame de départ pour la répartition des capteurs passifs	159
Figure 22 : Fiche de relevés concernant un capteur passif du secteur de Biriadou	168
Figure 23 : Fiche de relevés concernant la mesure de la concentration de dioxyde d’azote par préleveur séquentiel	169
Figure 24 : Fiche de relevés concernant la mesure de la concentration en HAP par préleveur séquentiel	169
Figure 25 : Fiche de relevés concernant la mesure de la masse de particule et des fumées noires par préleveur séquentiel	170
Figure 26 : Principales étapes du dosage du dioxyde d’azote à partir de filtres imprégnés de TEA	174
Figure 27 : Mesures du dioxyde d’azote (NO ₂) : chaîne de traitement et de validation	181
Figure 28 : Protocole mis en œuvre pour la correction des valeurs selon le pompage	194
Figure 29 : Protocole pour la correction des mesures à Biriadou	197
Figure 30 : Fréquence et intensité des aléas	208
Figure 31 : Procédure pour la réalisation des cartes de vulnérabilité	212
Figure 32 : Procédure pour la réalisation des cartes d’aléa	212
Figure 33 : Caractéristiques du terrain d’étude EXEMPLE FICTIF : topographie, tracé de la route, trafic, points de mesure des dépôts (capteurs passifs)	260
Figure 34 : Carte des pentes de EXEMPLE FICTIF	261
Figure 35 : Distance-coût à la route obtenue avec la fonction COST avec la route comme fichier source et la carte des pentes comme surface de friction	263
Figure 36 : Coefficient d’allongement de la distance selon l’angle de la droite la plus courte entre les deux points	264
Figure 37 : Carte de la distance euclidienne de EXEMPLE FICTIF (en mètres)	264
Figure 38 : Effet des outsiders sur la covariance observée [FRONTIER <i>et al.</i> , 2001, p. 225]	273
Figure 39 : Influence de la constante b du modèle (l’exposant) sur les résultats	280
Figure 40 : Principales étapes pour la réalisation d’une typologie	305
Figure 41 : Chaîne de traitement sous MODALISA [®] pour l’établissement d’une typologie des types de dispersion	307
Figure 42 : Le cycle de l’azote [d’après LACOSTE et SALANON, 1993, p. 82]	318

Figure 43 : Décomposition de la matière organique fraîche : humification et minéralisation [DUCHAUFOR, 1988, p. 34]	325
Figure 44 : Quelques impacts observés de la pollution azotée sur les végétaux [d'après BOBBINK, 1998 ; DUPOUEY <i>et al.</i> , 1993 ; NÄSLHOLM, 1998 ; VITOUSEK <i>et al.</i> , 1997]	339
Figure 45 : Régression de la mousse <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> dans les hêtraies du Nord-Est de la France entre 1970 et 1990 [DUPOUEY <i>et al.</i> , 1988, p. 223]	343
Figure 46 : Relations entre l'acidification des cours d'eau et les sols du bassin versant [d'après AUGUSTO, 2001 in DAMBRINE <i>et al.</i> , 2001, web, légèrement modifié]	347
Figure 47 : <i>Petrocoptis Pyreneica</i> type [DENDALETCHÉ, 1973a, p. IV-23]	378
Figure 48 : Mécanismes en jeux dans les délais de détérioration et de régénération des écosystèmes [CEE-NU, 2002c, p. 8]	398
Figure 49 : Les saisons en fonction de l'altitude [OZENDA, 1985, p. 14]	402
Figure 50 : Effet des anciennes pratiques sur la hauteur dominante des arbres forestiers [KOERNER <i>et al.</i> , 1999, p. 235]	412
Figure 51 : Emboîtement d'échelle des questions relatives aux incidences environnementales des transports routiers en montagne	430
Figure 52 : Représentation des grands éléments en contradiction pour une durabilité des transports [inspirée de WAAUB, 1991, p. 50-66 ; BONNAFOUS, 1999, p. 155-156]	437

B. Table des photographies

Photo 1 : Bariatou (vue générale)	55
Photo 2 : Bariatou (depuis le péage) et préleveur séquentiel	55
Photo 3 : Vallée d'Aspe	55
Photo 4 : Emplacement du préleveur séquentiel d'Urdo	155
Photo 5 : gros plan sur le préleveur séquentiel de Sarrance	155
Photo 6 : Station météo Enerco 407 installée à Sarrance	166
Photo 7 : Changement des filtres imprégnés de TEA pour la mesure passive de NO ₂	166

C. Table des encadrés

Encadré 1 : Répartition des recherches sur le thème « Transports et pollution de l'air »	42
Encadré 2 : Quelques publications traitant des questions de pollutions des transports et/ou d'impact environnemental	45
Encadré 3 : Deux expressions synthétiques : NO _x et NO _y	64
Encadré 4 : Pollution de l'atmosphère...	77
Encadré 5 : Glossaire des transports	84

D. Table des cartes

Carte 1 : Trafic moyen journalier annuel 1999	
[OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2000, p. 14]	33
Carte 2 : Localisation des deux sites d'étude : Biriadou et la vallée d'Aspe	56
Carte 3 : Le protocole de mesure de la pollution automobile à Biriadou	145
Carte 4 : Le protocole de mesure de la pollution automobile en vallée d'Aspe	146
Carte 5 : Charges critiques d'acidité pour l'ensemble des milieux naturels français	
[PARTY, 1999, p. 204 ; PARTY <i>et al.</i> , 2001, p. 522]	223
Carte 6 : Charges critiques d'acidité pour les sols forestiers du territoire français	
[PARTY, 1999, p. 206 ; PARTY <i>et al.</i> , 2001, p. 523]	223
Carte 7 : Carte de vulnérabilité à l'acidification de la vallée d'Aspe (charge critique d'acidité avec bornes sup. et inf., suivant qu'il s'agit d'un sol forestier ou non)	230
Carte 8 : Synthèse cartographique pour la végétation et l'occupation du sol à Biriadou.	
Charge critique en kgN/ha/an entre parenthèse	234
Carte 9 : Synthèse cartographique pour la végétation et l'occupation du sol en vallée d'Aspe. Charge critique en kgN/ha/an entre parenthèse	235
Carte 10 : Carte de vulnérabilité à l'eutrophisation à Biriadou (charge critique azotée)	237
Carte 11 : Carte de vulnérabilité à l'eutrophisation de la vallée d'Aspe (charge critique azotée)	237
Carte 12 : Carte des résidus (modèle général) pour le site de Biriadou	282
Carte 13 : Carte des résidus (modèle général) pour la vallée d'Aspe	283
Carte 14 : Dépôts polluants azotés : concentrations NO ₂ , dépôts oxy-azotés secs, totaux (secs + humides), acides	287
Carte 15 : Différences entre le modèle général et les sous modèles locaux (Biriadou)	288
Carte 16 : Dépôts polluants azotés : concentrations NO ₂ , dépôts oxy-azotés secs, totaux (secs + humides), acides	290
Carte 17 : Différences entre le modèle général et les sous modèles locaux (vallée d'Aspe)	291
Carte 18 : Dépassements des charges critiques d'acidité en vallée d'Aspe (bornes supérieure et inférieure de la fourchette)	295
Carte 19 : Dépassements des charges critiques d'acidité à Biriadou	296
Carte 20 : Dépassements des charges critiques azotées en vallée d'Aspe	297
Carte 21 : Dépassements des charges critiques azotées à Biriadou	298
Carte 22 : Dépassements du seuil de 30 µg/m ³ de NO _x à Biriadou	299
Carte 23 : Cartographie des changements de la végétation en forêt d'Amance (Meurthe-et-Moselle), entre 1970 et 1990 [DUPOUEY <i>et al.</i> , 1998, p. 226]	343
Carte 24 : Carte pédologique de Biriadou (extrait de la carte « Relance Agronomique Aquitaine ») [WILBERT, 1987]	355

Carte 25 : Secteur d'étude, limites communales et territoires soumis au régime forestier faisant l'objet d'aménagement par l'ONF _____	356
Carte 26 : Les ZNIEFF du secteur de Biriadou _____	365
Carte 27 : Intérêt écologique et statuts de protection en vallée d'Aspe : Parc national des Pyrénées, ZNIEFF et ZICO [PARC NATIONAL DES PYRENEES, 2000, pp. 10-12] _____	366
Carte 28 : Carte pédologique de la vallée d'Aspe (extrait de la carte « Relance Agronomique Aquitaine ») [WILBERT, 1987] _____	372
Carte 29 : Dépôt atmosphérique total d'azote hors couvert forestier (cumul d'azote sous formes nitrique et ammoniacale) en kg/ha/an (Sous-réseau CATAENAT – RENECOFOR, moyenne des années 1993 à 1996) [ULRICH <i>et al.</i> , 1998, p. 61] _____	391
Carte 30 : Dépôt atmosphérique d'acidité hors couvert forestier (en équivalent de protons H ⁺ par hectare et par an, eq/ha/an) (Sous-réseau CATAENAT – RENECOFOR, moyenne des années 1993 à 1996) [ULRICH <i>et al.</i> , 1998, p. 61] _____	394
Carte 31 : Dépôt atmosphérique de cations nutritifs hors couvert forestier (Ca + Mg + K en kg/ha/an) (Sous-réseau CATAENAT – RENECOFOR, moyenne des années 1993 à 1996) [ULRICH <i>et al.</i> , 1998, p. 61 ; DAMBRINE <i>et al.</i> , 2001, web] _____	409
Carte 32 : Estimation de la contribution non-marine de sulfate (en% du dépôt annuel) dans les dépôts en plein champ (précipitations totales) pour les années 1993 à 1996 dans les sites du sous-réseau CATAENAT. [ULRICH <i>et al.</i> , 1998, p. 63] _____	410
Carte 33 : Dépassements des charges critiques azotées dans le secteur de Biriadou (représentation uniquement des zones de dépassements) _____	415
Carte 34 : Dépassements des charges critiques d'acidité dans le secteur de Biriadou (représentation uniquement des zones de dépassements) _____	416
Carte 35 : Dépassements des charges critiques azotées et d'acidité en vallée d'Aspe (représentation uniquement des zones de dépassements) _____	419

E. Table des graphiques

Graphique 1 : Evolution du trafic aux deux extrémités de la chaîne Pyrénéenne depuis 15 ans [OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRENEES, 2001, dépliant] _____	35
Graphique 2 : Emissions de NO _x en France et contribution des transports routiers [CITEPA, 2002, p. 6] _____	81
Graphique 3 : Véhicules-kilomètres réalisés en 2000 selon l'année de 1 ^{ère} mise en circulation d'après l'Enquête DAEI-SES (Ministère de l'équipement) portant sur les VU de 3 tonnes et plus de charge utile de moins de 15 ans _____	94
Graphique 4 : Parc des VU de 3 tonnes et plus de charge utile et de moins de 15 ans en 2000 selon l'année de 1 ^{ère} mise en circulation d'après l'Enquête DAEI-SES _____	94

Graphique 5 : Parc des VU de 3 tonnes et plus de charge utile et de tous âges en 2000 selon l'année de 1 ^{ère} mise en circulation d'après l'Enquête DAEI-SES et les estimations du parc automobile français du CCFA _____	96
Graphique 6 : Répartition de l'azote réactif dans le cas du scénario rural : concentrations de NO _y totaux, de NO _x , de HNO ₃ , de PAN et d'alkyls nitrates RONO ₂ [BEY, 1997, p. 172] ____	125
Graphique 7 : Relation entre la masse de NO ₂ fixée par les tubes GRADKO [®] et la masse fixée par les capteur ETP _____	177
Graphique 8 : Intercomparaison capteurs passifs / préleveurs séquentiels _____	178
Graphique 9 : Relation entre la masse de dioxyde d'azote fixée par les capteurs ETP et les tubes GRADKO [®] _____	182
Graphique 10 : Relation entre la concentration de dioxyde d'azote mesurée par les capteurs ETP (via la loi de FICK) et les tubes GRADKO [®] _____	183
Graphique 11 : Relation entre la concentration de dioxyde d'azote mesurée par les capteurs ETP (intercomparaison) et les tubes GRADKO [®] _____	184
Graphique 12 : Relation entre le dépôt sec de dioxyde d'azote estimé directement et selon la vitesse de dépôt du dioxyde d'azote appliquée aux concentrations ____	185
Graphique 13 : Relation entre les valeurs mesurées et les valeurs reconstituées du dépôt en kg NO ₂ /ha/an _____	186
Graphique 14 : Répartition des résidus de la corrélation entre valeurs mesurées et les valeurs reconstituées pour les mesures passives _____	187
Graphique 15 : Répartition des résidus en classes de % d'erreur _____	187
Graphiques 16 : Reconstitution de la moyenne hebdomadaire des semaines I et J de la campagne de Biriadou _____	188
Graphique 17 : Efficacité du prélèvement en fonction du débit d'air _____	194
Graphique 18 : Concentrations en dioxyde d'azote mesurées par le préleveur séquentiel et l'analyseur SERES [®] NO _x 2000 _____	198
Graphique 19 : Distributions non normales des charges polluantes mises en évidence par des droites de Henri (Vallée d'Aspe) _____	251
Graphique 20 : Distributions non normales des charges polluantes mises en évidence par des droites de Henri (Biriadou) _____	252
Graphique 21 : Modèles d'ajustement pour la vallée d'Aspe, avec et sans outsiders pour les dépôts oxy-azotés secs en kg N/ha/an _____	276
Graphique 22 : Modèles d'ajustement pour Biriadou, avec et sans outsiders pour les dépôts oxy-azotés secs en kg N/ha/an _____	278
Graphique 23 : Valeurs et distribution des résidus du modèle général (dépôts et concentration) pour la vallée d'Aspe et Biriadou _____	281

Graphique 24 : Variables et individus de l'ACP	
« ICP NO _x – Facteurs météorologiques » en vallée d'Aspe	310
Graphique 25 : Dendrogramme de la typologie obtenue pour la vallée d'Aspe	
(nombre de jours pour chaque type)	310
Graphique 26 : Localisation des différents sous-types déterminés lors de la typologie	
sur les axes 1 et 2 de l'ACP pour la vallée d'Aspe	311
Graphique 27 : Emissions françaises de NO _x et valeurs cibles à atteindre [IFEN, 2000, p. 91]	432
Graphique 28 : Emissions de NO _x de l'Union européenne et valeurs cibles à atteindre	
[IFEN, 2000, p. 92]	433
Graphique 29 : Test de normalité de la variable « Ln pente » pour la vallée d'Aspe	
(droite de Henry)	481
Graphique 30 : Test de normalité de la variable « Ln eucli » pour la vallée d'Aspe	
(droite de Henry)	482
Graphique 31 : Test de normalité de la variable « Ln mesure » pour la vallée d'Aspe	
(droite de Henry)	482
Graphique 32 : Test de normalité de la variable « Ln pente » pour Biriato	
(droite de Henry)	482
Graphique 33 : Test de normalité de la variable « Ln eucli » pour Biriato	
(droite de Henry)	483
Graphique 34 : Test de normalité de la variable « Ln mesure » pour Biriato (droite de Henry)	483
Graphique 35 : Modèle de régression non linéaire entre le rapport NO/NO ₂	
et la distance euclidienne à la route.	487
Graphique 36 : Modèles d'ajustement pour la vallée d'Aspe, avec et sans outsiders pour les	
concentrations de NO _x en µg/m ³	492
Graphique 37 : Modèles d'ajustement pour Biriato, avec et sans outsiders pour les concentrations de	
NO _x en µg/m ³	492
Graphique 38 : Valeurs et distribution des résidus du modèle d'estimation des concentrations en NO _x	
pour la vallée d'Aspe et Biriato.	493
Graphique 39 : Graphique présentant les données de température à chaque ½ heure et pour chaque	
point de mesure	521
Graphique 40 : Gradient thermique par ½ heure selon les 4 couches d'air.	521
Graphique 41 : Profil automatique de température	522
Graphique 42 : Stabilité absolue et inversion thermique en haute et basse vallée d'Aspe.	523

F. Table des tableaux

Tableau 1 : Liste des 16 principaux HAP couramment mesurés et leur poids moléculaire _____	67
Tableau 2 : Facteurs de conversions pour les dépôts de soufre [POSCH <i>et al.</i> , 1999, p. 164] _____	78
Tableau 3 : Facteurs de conversions pour les dépôts d'azote [POSCH <i>et al.</i> , 1999, p. 164] _____	78
Tableau 4 : Normes européennes à l'émission pour l'homologation des véhicules neufs (Mesures sur bancs et cycles d'essai normalisés) _____	79
Tableau 5 : Augmentation absolue moyenne des émissions (en g/km) pour chaque pourcentage de pente supplémentaire [JOURMARD <i>et al.</i> , 1990, p. 56] _____	86
Tableau 6 : Surémissions en pourcentage liées aux accélérations (comparaison cycle « réel » et vitesse stabilisée) [JOURMARD <i>et al.</i> , 1990, p. 31] _____	87
Tableau 7 : Le parc automobile français au 1 ^{er} janvier 2001 [CCFA, 2001b, web] _____	88
Tableau 8 : Comparaison de la structure des parcs statique et roulant [CITEPA, 1995 in NOPPE, 1998, p. 68] _____	88
Tableau 9 : Motorisation des ménages en France (1980-2000) _____	90
Tableau 10 : Le parc des véhicules utilitaires français en 2000 [CCFA, 2001b, web] _____	95
Tableau 11 : Parc de PL > 5t en service en 2000 (en milliers) selon l'année de première mise en circulation d'après l'Enquête sur l'utilisation des véhicules de transport routier de marchandises en 2000 (DAEI-SES) et le parc automobile CCFA _____	95
Tableau 12 : Evaluation qualitative des tendances des indicateurs clé [AEE, 2000, p. 9] _____	100
Tableau 13 : Inventaire des émissions dans l'air d'origine « naturelle » et agricole en France (1998 – Série CORALIE – Format UNECE [CITEPA, 1999, p. 104-139] _____	107
Tableau 14 : Différentes échelles de la pollution de l'air _____	110
Tableau 15 : Implication des principaux polluants émis par les transports dans les différents types de pollutions atmosphériques [SAMARAS et ZIEROCK, 1992 in JOURMARD <i>et al.</i> , 1995] _____	111
Tableau 16 : Taux de formation de HNO ₃ et contribution des différentes réactions intervenant dans leur formation [BEY, 1997, p. 183]. _____	127
Tableau 17: Concentrations de NO _y et d'ozone et contribution relative des NO _x , PAN et HNO ₃ dans les mesures effectuées sur quelques sites ruraux et calculées pour le scénario rural du modèle de BEY [1997] _____	128
Tableau 18 : Evaluation de la distance à la source en fonction du rapport NO ₂ /NO _y [FENNETEAUX, 1998, p. 93] _____	128
Tableau 19 : Contributions des principaux NO _y à la concentration diurne et nocturne totale en NO _y [BEY, 1997, p. 175] _____	138
Tableau 20 : Vitesses de dépôt obtenues pour l'ensemble des espèces pour le scénario rural [BEY, 1997, p. 111] _____	138

Tableau 21 : Altitude des thermomètres Testostor 175 en vallée d'Aspe pour l'étude des blocages verticaux de l'atmosphère _____	164
Tableau 22 : Biriadou (kgNO ₂ /ha/an) du 4 mai au 13 septembre 1998 _____	190
Tableau 23 : Vallée d'Aspe (kgNO ₂ /ha/an) du 1 ^{er} avril au 18 août 1999 _____	191
Tableau 24 : Vallée d'Aspe (kgNO ₂ /ha/an) avec répartition des valeurs semaine par semaine du 1 ^{er} avril au 18 août 1999 _____	192
Tableau 25 : Résultats relatifs aux essais de dérive à 2 niveaux de concentration en NO [INERIS <i>et al.</i> , 1994a, AC 31M, p. 55 ; INERIS <i>et al.</i> , 1994b, NOx 2000, p. 50]. _____	196
Tableau 26 : Concentrations quotidiennes en dioxyde d'azote mesurées au bord des chaussées ____	201
Tableau 27 : Charges critiques azotées empiriques pour les écosystèmes terrestres et semi-aquatiques appliquées en France (kg N/ha/an) [PARTY <i>et al.</i> , 2001b, p. 537-538] _____	226
Tableau 28 : Pondérations hautes, moyennes et basses à utiliser pour le classement des charges critiques azotées des écosystèmes terrestres (zones humides non comprises), en cas de données nationales insuffisantes [CEE-NU, 1996 <i>in</i> PARTY <i>et al.</i> , 2001b, p. 535] _	227
Tableau 29 : Extrait de la nomenclature hiérarchisée de CORINE Land Cover [source LECLERE, 1999, p. 8] _____	232
Tableau 30 : Influence des facteurs pondérateur sur les charges critiques en vallée d'Aspe _____	236
Tableau 31 : Influence des facteurs pondérateur sur la valeur des charges critiques à Biriadou ____	236
Tableau 32 : Variable à expliquer (charge polluante exprimée en diverses unités) _____	255
Tableau 33 : Valeurs relevées dans la littérature pour la part de dépôts azotés secs et humides __	256
Tableau 34 : Population pour l'établissement d'un modèle statistique en vallée d'Aspe _____	270
Tableau 35 : Population pour l'établissement d'un modèle statistique à Biriadou _____	272
Tableau 36 : Synthèse des modèles calculés pour la vallée d'Aspe _____	275
Tableau 37 : Synthèse des modèles calculés pour Biriadou _____	277
Tableau 38 : Synthèse sur les résidus des modèles (en valeur relative) _____	281
Tableau 39 : Rapports entre dépôts polluants et trafics de Biriadou et de la vallée d'Aspe ____	289
Tableau 40 : Synthèse des valeurs de l'ICP pour les 4 sites étudiés _____	303
Tableau 41 : Quelques rapports entre les ICP des différents sites étudiés _____	303
Tableau 42 : Statistiques descriptives des variables utilisées pour l'ACP en vallée d'Aspe _____	309
Tableau 43 : Résultats de l'analyse de variance des 7 variables de l'ACP selon la typologie obtenue pour la vallée d'Aspe _____	312
Tableau 44 : Résultats de l'analyse de variance des 6 variables de l'ACP selon la typologie obtenue pour Biriadou _____	312
Tableau 45 : Moyennes (1993-1996) des dépôts de protons dans les placettes du sous-réseau CATAENAT de RENECOFOR [ULRICH <i>et al.</i> , 1998, p. 61] _____	393

Tableau 46 : Relations dans le temps et l'espace de la défoliation du pin sylvestre et du hêtre commun et différentes variables explicatives [CEE-NU, 2002b, p. 11]	406
Tableau 47 : Variables prédictives expliquant la défoliation des quatre essences les plus représentées sur les placettes [CEE-NU, 2002d, p. 21]	406
Tableau 48 : Comparaison des modèles linéaires et non-linéaires	486
Tableau 49 : Valeurs utiles à l'estimation des concentrations de NO _x à Biriadou	488
Tableau 50 : Valeurs utiles à l'estimation des concentrations de NO _x en vallée d'Aspe	490
Tableau 51 : Synthèse sur les résidus du modèle d'estimation des concentrations NO _x	493
Tableau 52 : Données utilisées par IMPACT-ADEME [®] pour le calcul des émissions théoriques à Saint-Jean-de-Luz sud	497
Tableau 53 : Trafic, émissions théoriques, concentrations de NO _x (μg/m ³) et valeur de l'ICP quotidiens à Saint-Jean-de-Luz sud	497
Tableau 54 : Données utilisées par IMPACT-ADEME [®] pour le calcul des émissions théoriques à Biriadou (péage)	500
Tableau 55 : Trafic, émissions théoriques, concentrations de NO _x (μg/m ³) et valeur de l'ICP quotidiens à Biriadou (péage)	500
Tableau 56 : Données utilisées par IMPACT-ADEME [®] pour le calcul des émissions théoriques à Sarrance (basse vallée d'Aspe)	503
Tableau 57 : Trafic, émissions théoriques, concentrations de NO _x (μg/m ³) et valeur de l'ICP quotidiens à Sarrance (basse vallée d'Aspe)	503
Tableau 58 : Données utilisées par IMPACT-ADEME [®] pour le calcul des émissions théoriques à Urdos (haute vallée d'Aspe)	506
Tableau 59 : Trafic, émissions théoriques, concentrations de NO _x (μg/m ³) et valeur de l'ICP quotidiens à Urdos (haute vallée d'Aspe)	506
Tableau 60 : Données utilisées pour l'ACP de la vallée d'Aspe visant la mise en relation des valeurs de l'ICP NO _x avec les paramètres météorologiques.	514
Tableau 61 : Structure du fichier d'exploitation des données pour l'étude de la stabilité.	519
Tableau 62 : Détermination de l'état atmosphérique selon 4 couches d'air et par ½ heure	520
Tableau 63 : Stabilité de l'atmosphère (1 ^{er} avril – 3 août 1999) en nombre de jours	522



Thèse de Géographie-Aménagement préparée au

**Laboratoire Société, Environnement, Territoire (SET)
CNRS UMR 5603**

IRSAM – Domaine Universitaire

64 000 PAU – France

Tel : 05 59 92 31 23 – Fax : 05 59 80 83 39

Site web : www.univ-pau.fr/RECHERCHE/SET/

Mél : set@univ-pau.fr

**GÉOGRAPHIE DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX LIÉS AUX TRANSPORTS ROUTIERS EN MONTAGNE.
INCIDENCES DES ÉMISSIONS D'OXYDES D'AZOTE EN VALLÉES D'ASPE ET DE BIRIATOU (PYRENEES).**

Résumé - L'objectif de cette thèse est d'évaluer l'incidence de la pollution azotée des transports sur les écosystèmes de montagne, mais aussi de montrer que la géographie propose une approche complémentaire à celles des chimistes ou des biologistes. Deux vallées Pyrénéennes ont été choisies comme terrain d'étude : le site de Biriadou/Saint-Jean-de-Luz, un axe de passage international (A63) confronté à une progression considérable du trafic, notamment poids lourds avec plus de 7500 PL par jour durant l'année 2000, et la vallée d'Aspe (RN134), pour faire un état de la situation avant l'ouverture du nouveau tunnel routier international du Somport. La recherche dans le domaine de la pollution atmosphérique du trafic routier pose de nombreuses difficultés méthodologiques. Etablir une cartographie de cette pollution constitue pourtant un préalable indispensable à l'étude des risques induits par le trafic. Un modèle de diffusion spatiale de la pollution a été mis en œuvre dans cette optique. Le polluant retenu pour cette étude est le dioxyde d'azote (NO₂) car il contribue – avec les autres polluants azotés – à l'acidification et à l'eutrophisation des eaux et des sols. Une méthode intégrant la topographie a permis d'établir une cartographie des dépôts azotés pour les deux secteurs d'étude. Nous montrons que l'évaluation du dépôt polluant (l'aléa) ne permet pas – à elle seule – de déterminer le risque. Chaque écosystème possédant des caractéristiques qui lui sont propres (capacité tampon du sol, nature de la végétation notamment), la vulnérabilité traduite en termes de charges critiques diffère en fonction des conditions environnementales. C'est à travers la mise en relation spatiale des niveaux de pollution avec la connaissance des milieux naturels que les zones à risques peuvent être localisées. La méthodologie proposée dans cette thèse a permis de montrer que les risques environnementaux liés aux transports routiers sont bien réels, même lorsque le trafic est faible en fonction des conditions de dispersion.

Mots-Clés – Espace montagnard, Analyse spatiale, Charge critique, Dioxyde d'azote, Transport routier, Ecosystème, Risque environnemental

GEOGRAPHY OF THE ENVIRONMENTAL RISKS FROM THE ROAD TRANSPORT IN MOUNTAIN. IMPACTS OF THE NITROGEN OXIDE EMISSIONS IN THE ASPE AND BIRIATOU VALLEY (PYRENEES, FRANCE).

Abstract – The purpose of this thesis is to evaluate the impact of road pollution on mountain ecosystems and show that geographic approach is complementary to that of the chemists or biologists. Two valleys have been chosen for field studies : sites at Biriadou/Saint-Jean-de-Luz, an international corridor confronted with considerable growth in heavy vehicle traffic – more than 7500 trucks per day in 2000 ; and in the Aspe valley, to assess the situation before the opening of the new international road tunnel of the Somport. Road atmospheric pollution studies raises many methodological difficulties. To study the effects of this pollution, it must be first charted. We describe the model of spatial diffusion of pollution used. The studied pollutant is nitrogen dioxide (NO₂) because it contributes, with the other nitrogen compounds, to acidification and eutrophication of water and soils. The method integrates topography. We have established a cartography of nitrogen deposits for the two studied sectors. Then, this thesis talk about impacts. The evaluation of the deposition is not sufficient to determine the risk. Each ecosystem has specific characteristics (buffer capacity of soil, type of vegetation). The critical loads differ according to the environmental conditions. The definition of the risks areas needs the comparison of the levels of pollution and environmental conditions. The methodology used showed that the environmental risks of the road traffic is real, even when the traffic is weak, according to dispersion possibility.

Key Words – Mountain area, Spatial analysis, Critical loads, Nitrogen dioxide, Road traffic, Ecosystem, Environmental risk