

## Risques environnementaux liés à la pollution du transport routier en montagne

**Gaëlle DELETRAZ**

Laboratoire Société, Environnement, Territoire  
SET UMR 5603 CNRS,  
IRSAM - Domaine Universitaire  
64000 - PAU  
Email : gaelle.deletraz@etud.univ-pau.fr

**Résumé :** Ce travail cherche à évaluer l'incidence de la pollution azotée des transports sur les écosystèmes de montagne, mais aussi à 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 et la vallée d'Aspe. Le polluant retenu est le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) car il contribue – avec les autres polluants azotés – à l'acidification et à l'eutrophisation des eaux et des sols. 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 a permis de montrer que les risques environnementaux liés aux transports routiers sont bien réels, même lorsque le trafic est faible.

**Mots-clés :** Espace montagnard. Analyse spatiale. Charge critique. Dioxyde d'azote. Transport routier. Écosystème. Risque environnemental. Pyrénées.

**Abstract :** The purpose of this study is to evaluate the impact of road pollution on mountain ecosystems and to 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 and in the Aspe valley. The studied pollutant is nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) because it contributes, with the other nitrogen compounds, to acidification and eutrophication of water and soils. 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.

**Key words :** Mountain Area. Spatial Analysis. Critical Loads. Nitrogen Dioxide. Road Traffic. Ecosystem. Environmental Risk. Pyrénées.

La pollution atmosphérique liée au trafic routier ne concerne pas uniquement le milieu urbain et la santé publique. Ce travail montre que les écosystèmes de vallées sont particulièrement sensibles aux risques environnementaux liés à la pollution d'origine automobile. Outre leur vulnérabilité intrinsèque, la topographie des vallées est doublement aggravante : la pente entraîne l'accroissement des émissions unitaires des véhicules et l'encaissement réduit leurs capacités dispersives, même si de fortes disparités ont été mises en évidence (Etchelecou *et al.*, 2001). Nous traitons de la question pyrénéenne à travers l'étude de deux sites : les vallées d'Aspe et de Biriadou. Nous commencerons donc par caractériser rapidement le trafic, ses perspectives d'évolution dans les Pyrénées et les sites d'étude retenus. L'étude porte spécifiquement sur la pollution azotée. Le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) a été choisi comme traceur de la pollution automobile pour plusieurs raisons : il est fortement corrélé au trafic routier, il contribue à l'acidification et l'eutrophisation des eaux et des écosystèmes. Parallèlement, ce polluant a des incidences à tous les niveaux d'échelle (locale, régionale, continentale et planétaire). Traiter de la question de l'incidence de la pollution en terme de risque sous-entend que l'on se penche préalablement et distinctement sur les deux termes qui le composent : l'aléa (ou la menace potentielle)

et la vulnérabilité. La seconde partie exposera donc comment l'aléa et la vulnérabilité ont été déterminés. L'évaluation de la menace potentielle (les niveaux de pollution) passe par la spatialisation des mesures de terrain, fondée sur une modélisation statistique. Cette modélisation permet de créer de l'information géographique. L'évaluation de la vulnérabilité est estimée en terme de charges critiques. Ces dernières sont 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 connaissances (Nilsson et Grennfelt, 1988 *in* van der Salm et de Vries, 2001). Les charges critiques sont exprimées en kilogrammes d'azote (N) déposés par hectare et par an (kgN/ha/an) et varient selon les spécificités des écosystèmes. La connaissance de l'occupation du sol est donc nécessaire pour sa mise en œuvre. Le dépassement des charges critiques désigne un risque avéré, à plus ou moins long terme, pour les écosystèmes. La troisième partie traite de la localisation des secteurs où il existe des risques environnementaux. Cette localisation est obtenue par le croisement des deux types d'informations géographiques précédemment créées. Pour finir, nous évoquerons rapidement les conséquences prévisibles pour les écosystèmes supportant un surplus d'azote d'origine atmosphérique.

### I - FRANCHISSEMENT PYRÉNÉEN : TRAFIC ET PERSPECTIVE D'ÉVOLUTION

Les principaux massifs montagneux français (Alpes et Pyrénées) sont situés en zones frontalières. Un important trafic international découle de cette position. Ce trafic est en augmentation constante et la tendance à venir reste indiscutablement orientée à la hausse, aussi bien dans les Alpes que dans les Pyrénées où l'accroissement est toutefois plus important et plus rapide. Le récent rapport du Conseil Général des Ponts et Chaussées (dit "*rapport Becker*") sur la question des transports à travers les Pyrénées note que le volume des échanges entre la péninsule ibérique et les autres pays de la Communauté européenne a progressé de plus de 65 % ces dix dernières années, « entraînant une augmentation spectaculaire du trafic poids lourds sur les autoroutes transfrontalières. [...] Les taux de croissance annuelle se situent ces dernières années entre 7 % et 13 % » (Conseil Général des Ponts et Chaussées, 2001).

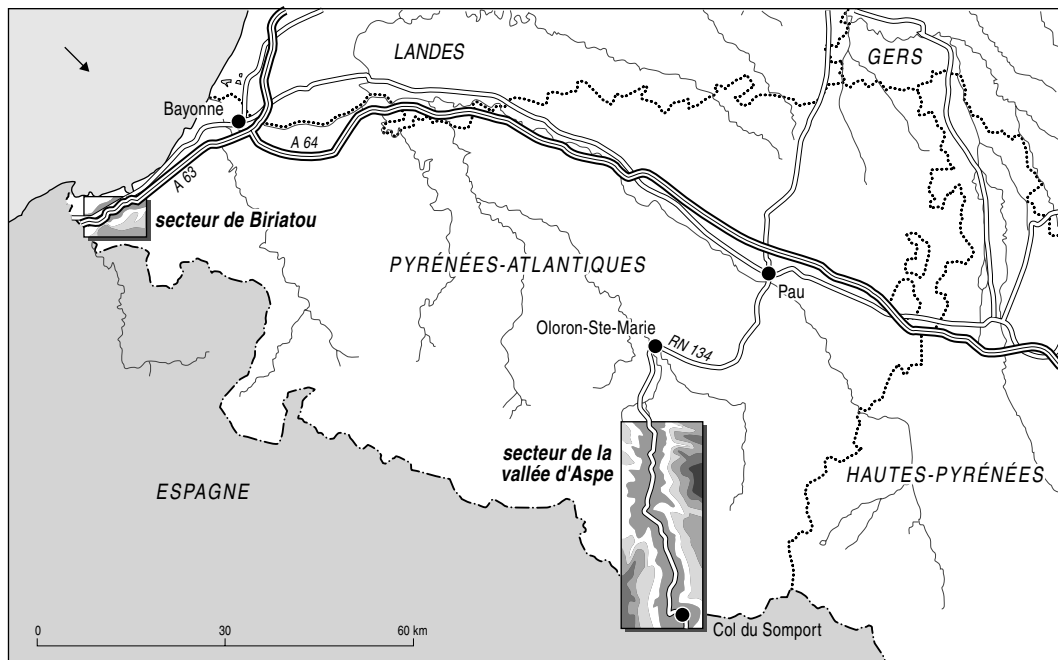


Fig. 1 : Carte de localisation des sites d'étude

Dans l'optique d'une approche comparative, les deux terrains d'étude pyrénéens choisis, les vallées de Bariatou et d'Aspe, présentent des caractéristiques très différentes. Dans le secteur de Bariatou, à l'extrémité ouest de la chaîne (Pays basque), l'autoroute A63 traverse un site de moyenne montagne.

Un important trafic de poids lourds transite par le poste frontière de Biriadou : en 2000, 7 604 poids lourds en moyenne sont passés chaque jour. C'est 2,5 fois plus qu'en 1990 (Observatoire des Trafics au travers des Pyrénées, 2001, dépliant). La vallée d'Aspe constitue le second site. La route nationale RN134 remonte cette vallée encaissée jusqu'au col du Somport. Le trafic actuel de poids lourds y est relativement faible : 128 poids lourds en moyenne journalière en 1998 à la frontière, 222 poids lourds par jour en moyenne vallée (Observatoire des Trafics au travers des Pyrénées, 2000), mais ce trafic est susceptible de s'intensifier fortement après l'ouverture du tunnel du Somport.

## II - SPATIALISATION DES RISQUES LIÉS À LA POLLUTION AZOTÉE DU TRAFIC

### A - Spatialisation des dépôts polluants azotés : création des cartes d'aléa

Dans l'approche mise en œuvre, l'aléa est constitué par la somme des dépôts de polluants azotés atmosphériques émis de façon unitaire par chaque véhicule (événement de faible intensité mais de grande fréquence). La connaissance des dépôts polluants nécessite la réalisation de mesures sur le terrain. Deux campagnes de 4 mois et demi ont été menées dans les vallées de Biriadou (mai à septembre 1998) et d'Aspe (avril à août 1999)<sup>(1)</sup>. La démarche présentée ici repose sur les mesures obtenues par le biais d'un maillage de 80 capteurs passifs, répartis sous forme de transects de part et d'autre de la chaussée. Ce maillage de capteurs passifs a permis de mesurer la concentration, puis le dépôt sec hebdomadaire de dioxyde d'azote dans l'environnement proche de la route.

L'évaluation de l'impact de la pollution azotée sur les milieux naturels voisins de la route n'est possible que dans la mesure où les quantités de polluants retombant au sol sont connues en tous points du secteur d'étude. La première étape consiste donc à utiliser un modèle d'estimation de la pollution et ainsi permettre l'élaboration d'une cartographie continue et exhaustive de l'aléa. Deux approches permettent d'atteindre cet objectif : la modélisation physico-chimique de la dispersion de la pollution à partir des sources d'émission ou bien des méthodes d'interpolation utilisant un échantillon de mesures ponctuelles réparties sur le secteur étudié. Si la modélisation physico-chimique est l'affaire des chimistes de l'atmosphère et des météorologues, la recherche de méthode d'estimation à partir de points ponctuels est une des spécialités du géographe. C'est donc sous cet angle que le problème a été abordé.

Les méthodes d'interpolation de type krigeage, triangulation, qui permettent de quantifier en tous points de l'espace l'intensité du phénomène étudié, montrent leurs limites lorsque le phénomène spatial à interpoler est linéaire. Dans ce cas, les méthodes de l'analyse spatiale apportent d'autres possibilités. 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) car la distance joue un rôle déterminant dans l'ensemble des interactions spatiales. Ainsi, l'organisation d'objets ou de phénomènes spatiaux s'agence fréquemment sous forme de gradient constitué autour d'un centre, ou de part et d'autre d'un axe (Pumain et Saint-Julien, 1997). C'est le cas de la pollution azotée du trafic routier. Le modèle mis au point dans cette étude repose sur la relation forte qui lie la distance à la route et le niveau de pollution. Mais, la simplicité de l'énoncé ne doit pas cacher la relative complexité des processus mis en œuvre pour évaluer les deux variables : la distance et le niveau de pollution.

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, et désignée par le terme de distance réelle. 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 in Huriot et Perreur, 1994), un "principe de différenciation", la distance est le vecteur de cette différenciation. 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, l'utilisation de modèles numériques de terrain (MNT) permet de tenir compte

de la topographie. La distance-réelle utilisée dans le modèle combine à la fois la distance euclidienne et la friction sur la pente (traduite grâce à l'algorithme de traitement *costpush* du logiciel Idrisi<sup>®</sup>) permettant ainsi d'intégrer la rugosité de l'espace étudié (Delétraz, 2001).

Les valeurs de dépôts azotés (dépôts secs et humides<sup>(2)</sup>) utilisées pour la mise au point du modèle constituent la deuxième variable. Elles sont obtenues à partir des mesures de dépôts secs de NO<sub>2</sub>. Il est en effet indispensable d'estimer les dépôts azotés totaux si l'on veut pouvoir mettre en relation ces derniers et les charges critiques (exprimées en dépôts d'azote). Pour ce faire, il est préférable de savoir sous quelles formes se transforment les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>)<sup>(3)</sup> émis par les véhicules, et donc de connaître les grands principes de la chimie atmosphérique de ces NO<sub>x</sub>, très réactifs<sup>(4)</sup>. Retenons ici que les NO<sub>x</sub> 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<sub>2</sub> et d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>). Une autre partie est exportée et participe à la pollution longue distance. Pour estimer la part des différentes espèces azotées en fonction de la seule connaissance des quantités de NO<sub>2</sub>, nous utilisons les ratios issus du modèle de chimie troposphérique mis au point par Bey (1997). La corrélation que nous observons (nuage de points structuré) entre les niveaux de polluants et la distance à la route affecte une allure non rectiligne. Le modèle théorique auquel renvoie le nuage de points est celui d'une fonction puissance inverse. Les équations sont données dans la figure 2.

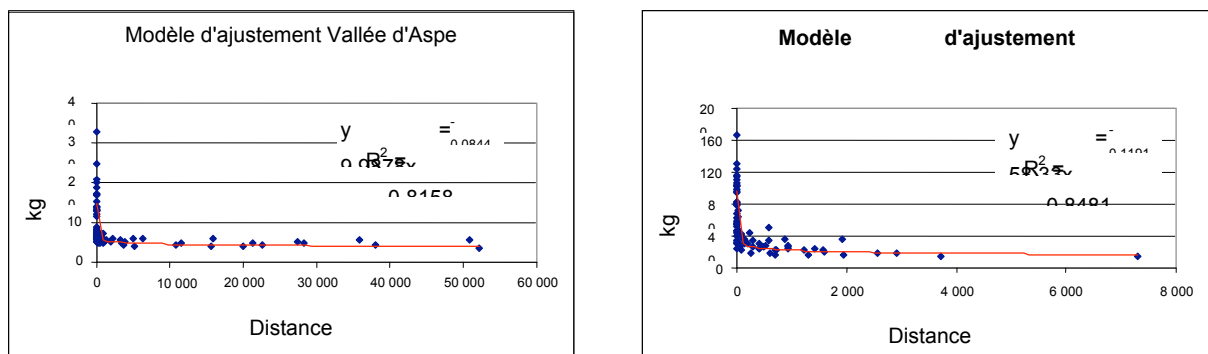


Fig. 2 : Modèles d'ajustement pour les vallées d'Aspe et de Biriatoû

La méthode présentée permet d'obtenir une cartographie de la pollution, avec une bonne précision : 82 % à 85 % de l'information totale est prise en compte par le modèle ; les résidus sont conformes au modèle mathématique. La part résiduelle non prise en compte est vraisemblablement liée à des phénomènes chimiques et aérologiques. Les résultats de cette modélisation sont présentés par les cartes suivantes (fig. 3 et 4). Les niveaux de pollution sont exprimés en kgN/ha/an de dépôts oxy-azotés secs et humides. D'une manière générale, à Biriatoû, les dépôts varient entre 100 kgN/ha/an à proximité immédiate de l'A63 et 15 kgN/ha/an dans les secteurs les plus éloignés du site étudiés. En vallée d'Aspe, ils s'échelonnent entre 15 kgN/ha/an à proximité immédiate de la RN134 et 3 kgN/ha/an dans les secteurs les plus éloignés. On note l'écart considérable qui sépare les deux sites. Cette différence ne s'explique pas seulement par la différence de trafic. Toute proportion gardée, la pollution devrait être plus faible en vallée d'Aspe.

Le fait que le niveau de pollution n'est pas proportionnel au trafic traduit l'influence des caractéristiques spatiales des sites étudiés sur la dispersion des polluants atmosphériques. À émissions unitaires égales, les concentrations et dépôts sont plus importants dans les environnements aux caractéristiques montagnardes marquées. La quantification des variations des capacités de dispersion n'est pas détaillée ici mais elle a fait l'objet de développements basés sur l'ICP (Indicateur Comparatif de Pollution) (Delétraz, 2002).

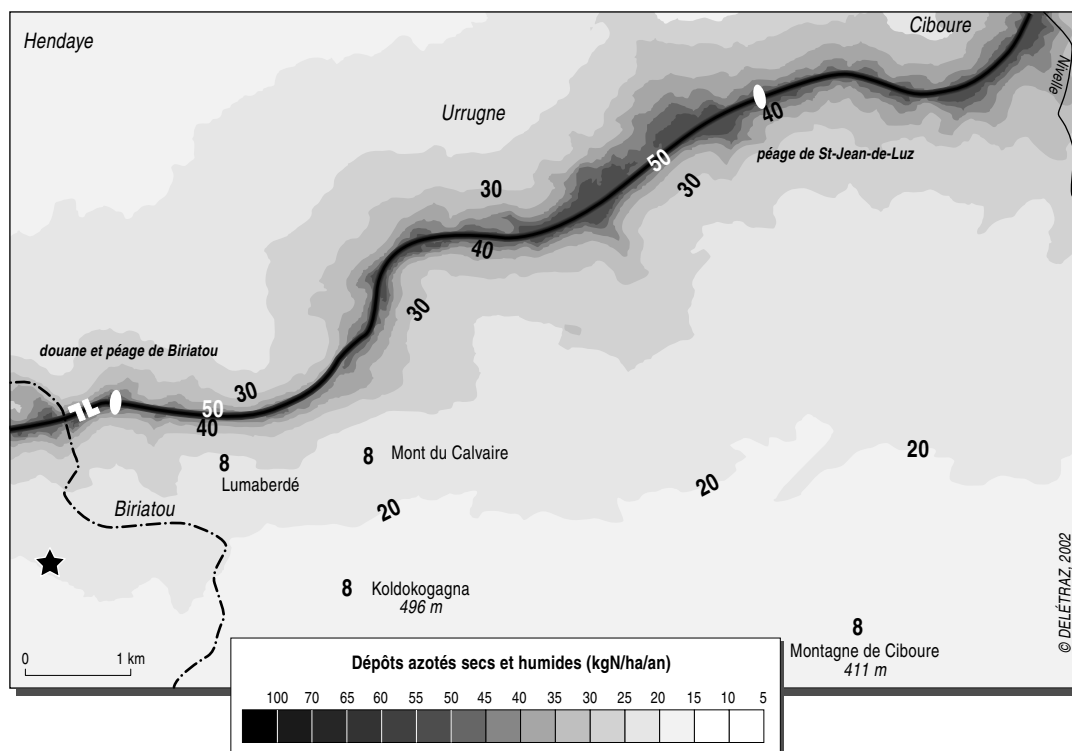


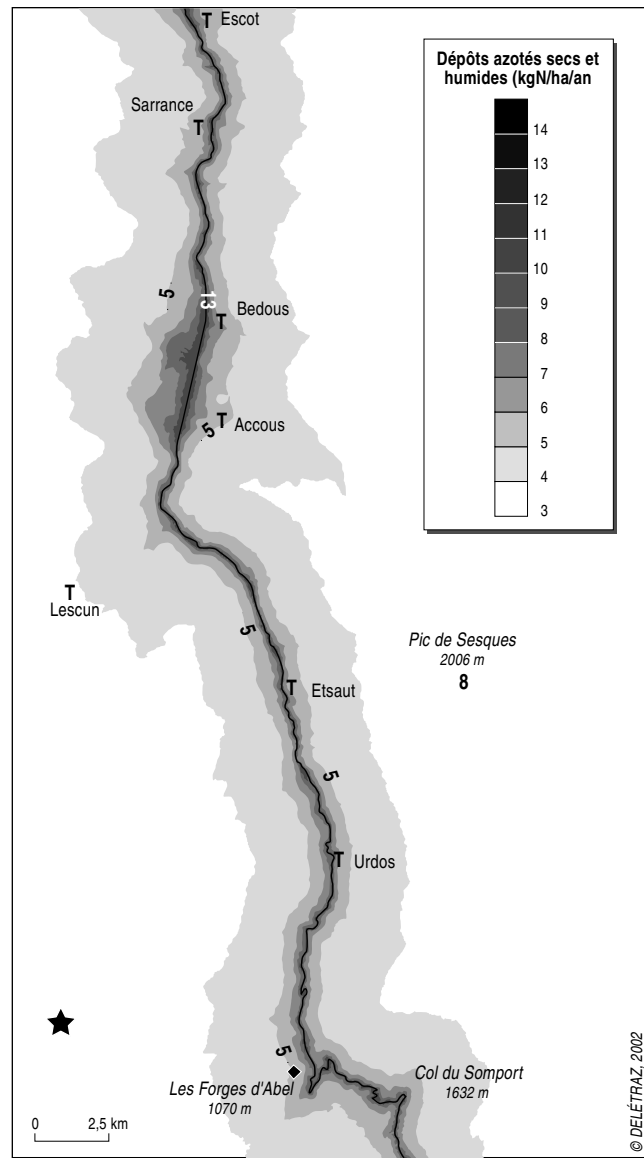
Fig. 3 : Carte de dépôts polluants azotés secs et humides (kgN/ha/an) à Bariatou

### B - Spatialisation des charges critiques : les cartes de vulnérabilité

La vulnérabilité des écosystèmes est établie en terme de charges critiques : charge critique azotée (eutrophisation) et charge critique d'acidité (acidification) principalement. Ces charges critiques déterminent le seuil à partir duquel les dépôts dépassent la capacité d'absorption de l'écosystème. La 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. Dans notre étude, les différences de végétation et l'influence de facteurs pondérateurs créent une situation contrastée entre les deux sites étudiés. À Bariatou, 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.

### C - Localisation des secteurs à risques

Les risques sont identifiés en couplant l'aléa (la pollution) et la vulnérabilité (les charges critiques) dans l'espace. Les charges critiques correspondent aux dépôts constants qu'un écosystème peut supporter sur la longue période, mais elles n'informent pas sur les délais d'apparition des détériorations (ou, au contraire, des régénérations). Il est en effet important de noter que la réaction des sols aux variations des dépôts est retardée par plusieurs mécanismes tampons, dont le plus important est le pouvoir d'échanges cationiques (CEE-NU, 2002). Ainsi, la figure 5 présente (pour Bariatou uniquement<sup>(5)</sup>, en guise d'exemple) les zones où il y a dépassement des charges critiques, c'est-à-dire que le risque pour la santé des écosystèmes est avéré pour ces secteurs, même si le jeu des mécanismes tampons du sol peut décaler l'impact dans le temps.



**Fig. 4 : Carte des dépôts azotés secs et humides (en kgN/ha/an) en vallée d'Aspe**

### III – INCIDENCE DE LA POLLUTION ROUTIÈRE AZOTÉE POUR LES ÉCOSYSTÈMES MONTAGNARDS ?

#### A - Les effets de la pollution azotée sur les écosystèmes

Dans certains écosystèmes, les effets de l'eutrophisation (enrichissement en azote) surviennent en même temps que l'acidification des sols. Les sols pauvres en éléments nutritifs, acidifiés par de forts dépôts atmosphériques acides, perdent des quantités importantes de calcium et de magnésium. Le surplus d'azote réduit les capacités de prélèvements des racines et le nombre des mycorhizes<sup>(6)</sup>. Par ailleurs, l'azote contenu dans les dépôts atmosphériques azotés stimule la croissance et augmente les besoins en éléments nutritifs des arbres (Thimonier, 1994). De fait, des carences nutritionnelles peuvent alors survenir car les végétaux sont alors dans une situation où les besoins en calcium et magnésium sont élevés, mais où les ressources et les capacités de prélèvements sont réduits, ce qui aggrave les déficiences nutritionnelles (Dambrine *et al.*, 2001).

À l'échelle des communautés végétales, d'importants processus de modification de la compétition ont été observés. Dans les écosystèmes oligotrophes (pauvres en éléments nutritifs), la limitation des

apports d'azote biologiquement disponible est un facteur de vie : beaucoup d'espèces autochtones se sont adaptées pour mieux fonctionner sous cette contrainte. Dans ces écosystèmes, les apports atmosphériques azotés sont généralement retenus en grande partie dans le sol puisque les taux de lessivage et de dénitrification sont faibles. Cette eutrophisation aboutit, à terme, à un remplacement des espèces caractéristiques par des espèces nitrophiles. On observe donc une modification des espèces dominantes et une réduction générale de la diversité. Ainsi les apports azotés modifient la compétition entre les espèces au détriment des espèces adaptées aux substrats pauvres, ce qui est le cas de nombreuses espèces montagnardes (Bobbink, 1998)<sup>(7)</sup>. Dans les forêts du nord-est de la France, les changements de végétation observés ont été mis en rapport avec les dépôts azotés (Dupouey *et al.*, 1999).



Fig. 5 : Dépassements des charges critiques azotées dans le secteur de Biriadou

### B - Quels risques pour les vallées d'Aspe et de Biriadou ?

Pour la vallée d'Aspe, les dépassements de charges critiques azotées sont relativement réduits mais concernent des secteurs à très haute valeur patrimoniale nés des multiples influences s'exprimant dans la vallée : influences océanique, méditerranéenne et montagnarde créent une mosaïque d'écosystèmes particulièrement riche. Les dépassements ont lieu essentiellement en fond de vallée et touchent les chênaies et la riche flore des défilés calcaires comprenant de nombreuses endémiques d'origine méditerranéennes. 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. 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 et 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.

À 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 dans 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<sub>x</sub>, cette valeur limite annuelle est 30 µg/m<sup>3</sup> (40 µg/m<sup>3</sup> de NO<sub>x</sub> pour la santé humaine). Ce seuil de 30 µg/m<sup>3</sup> est rarement dépassé en vallée d'Aspe. À Bariatou, le dépassement a lieu sur près de 6 km<sup>2</sup> pour une portion d'autoroute de 11,4 km de long.

Malgré des incertitudes difficilement compressibles du fait de la nature même du sujet et de l'état actuel de la connaissance, l'étude présentée ici apporte des éléments de connaissance précis sur les niveaux de pollution azotée et les impacts pour les écosystèmes montagnards, impacts sur lesquels on disposait de peu d'informations. Les dépôts azotés liés aux émissions de NO<sub>x</sub> du trafic routier sont importants et entraînent vraisemblablement des modifications environnementales. Les infrastructures de transport couvrent 1,2 % du territoire de l'Union européenne (AEE, 2000) et 3,1 % du territoire français (IFEN, 2002). Ces chiffres permettent d'envisager l'importance de l'emprise spatiale de ces processus : l'eutrophisation et l'acidification dans les écosystèmes voisins des routes en liaison avec les émissions du trafic ne sont pas anecdotiques. L'approche géographique, en localisant et en quantifiant les dépassements de charges critiques apparaît donc comme pertinente pour l'évaluation de l'incidence sur les écosystèmes de la pollution aux oxydes d'azote du trafic routier. Elle offre une alternative aux recherches menées par les autres disciplines (chimie environnementale, biologie, météorologie, biogéochimie, écotoxicologie, etc.), et a l'avantage d'être facilement transposable à d'autres sites ou d'autres polluants.

### Remerciements

Le programme Écosystèmes-Transports-Pollutions (ETP), 1998-2001, est coordonné par le Pr. A. ETCHÉLECOU (UPPA) et Ch. ELICHEGARAY (ADEME). Ce programme a été financé par ADEME/PRIMEQUAL-PREDIT/RÉGION AQUITAINE. Les mesures et analyses ont été effectuées à l'EPLD 64 dirigé par J. BONTE, notamment la section Métrologie des Polluants de l'Air et AIRAQ. Les données de trafic ont été communiquées par les ASF et la DDE 64. G. DELETRAZ a bénéficié d'une bourse de thèse ADEME (3 ans), puis d'un poste d'ATER en géographie à l'UPPA (2 ans) ainsi que du soutien de l'équipe du laboratoire SET (CNRS UMR 5603) dirigé par le Pr. V. BERDOULAY et J. LOLIVE.

### Notes

- 1 - Les détails de ces campagnes, des protocoles de mesure et d'analyse ont déjà été décrits (Delétraz, 1998 ; Delétraz, 2002).
- 2 - L'aléa pollution azotée peut être exprimé de différentes façons. Des cartes de dépôts secs, de dépôts secs et humides (repris ici) concernant les risques d'eutrophisation mais aussi des cartes de dépôts acidifiant et des cartes de concentrations dans l'air (NO<sub>2</sub> et NO<sub>x</sub>) ont été réalisées (Delétraz, 2002).
- 3 - Les oxydes d'azote, notés NO<sub>x</sub> correspondent à la somme du monoxyde d'azote (NO) et du dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>).
- 4 - 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 NO<sub>2</sub> : l'équilibre photochimique entre NO et NO<sub>2</sub> est établi en moins de 1 à 2 minutes. À terme, les transformations des NO<sub>x</sub> aboutissent soit à l'élimination "définitive" de l'azote réactif de l'atmosphère, essentiellement par la formation d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>), soit à un recyclage de l'azote par la formation d'espèces réservoirs de NO<sub>x</sub> (Bey, 1997). Les composés dits "réservoirs" de NO<sub>x</sub>, formés à partir de NO ou NO<sub>2</sub>, sont beaucoup moins réactifs que ces derniers. Ils piègent les NO<sub>x</sub> et les transportent sur de grandes distances (leur durée de vie peut être longue) avant de les libérer loin de leurs sources d'émissions. 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<sub>3</sub> qui disparaît par dépôt sec ou humide (Fennetaux, 1998).
- 5 - La carte des dépassements pour la vallée d'Aspe n'est pas présentée ici. Pour plus de détails, se reporter à Delétraz (2002).
- 6 - Les mycorhizes sont des champignons qui forment une association symbiotique avec le système racinaire des plantes supérieures. Elles favorisent la nutrition de ces dernières.
- 7 - 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 décline. Les processus sont cependant beaucoup plus subtils et encore très mal connus étant donné la grande complexité du cycle de l'azote. Par exemple, bien que NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (nitrate) soit généralement considéré comme la forme azotée prédominante, c'est NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (ammonium) qui domine dans les sols acides habituels de la plupart des forêts de conifères (humus peu actifs de type mor, qu'on trouve également sous la landes à Bruyères). Ainsi, les conifères et de nombreuses espèces d'éricacées assimilent de façon préférentielle NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et sont peu compétitifs vis-à-vis de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

### Bibliographie

AEE (Agence Européenne pour l'Environnement), 2000. *Transport and Environment reporting Mechanism – Bilan indiciaire sur les Transports et l'Environnement – Est-ce la bonne route ? Indicateurs d'intégration transport et environnement dans l'UE, TERM 2000, Document de synthèse*. Communauté européenne, Copenhague, 31 p.



- BEY I., 1997. *Contribution des processus nocturnes à la chimie troposphérique : modélisation des flux de radicaux et transformation des précurseurs d'ozone (COV, NO<sub>x</sub>)*. Thèse de Chimie de la pollution Atmosphérique de l'Université du Val-de-Marne, Paris XII, sous la direction de G. TOUPANCE, 253 p.
- BOBBINK R., 1998. Impacts of tropospheric ozone and airborne nitrogenous pollutants on natural and semi-natural ecosystems : a commentary. *Symposium Major Biological Issues Resulting from Anthropogenic Disturbance of the Nitrogen Cycle*. 1997, Lancaster, Royaume-Uni, Mansfield, Goulding, Sheppard (éd.), *New Phytologist*, 139, pp. 161-168.
- CEE-NU (Commission Économique pour l'Europe des Nations Unies), 2002. *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, CEE-NU Conseil Économique et Social, Genève, 13 p.
- CONSEIL GÉNÉRAL DES PONTS ET CHAUSSÉES, 2001. *Les transports à travers les Pyrénées : enjeux et perspectives (ou "Rapport Becker")*. Affaire n°1999-0311-01. Rapport général sur la mission Pyrénées. Ministère de l'Équipement des Transports et du Logement, Paris, 49 p.
- DAMBRINE É., AUGUSTO L., BONNEAU M. 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].
- DELETRAZ G., 2002. *Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriattou (Pyrénées)*. Thèse de Géographie de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, 561 p.
- DELETRAZ G., 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. *Géomatique et espace rural. Journées CASSINI*. Libourel Th. (ed.), SIGMA, Montpellier, 26-28 septembre 2001, Edition CIRAD, pp. 271-272.
- DELETRAZ G., 1998. Protocole de mesure de la pollution émise par l'A63 et de sa dispersion à Biriattou et à Urrugne. In Lagasque J.-J. et Lavergne-Ruscassie M.-P. (éd.), *Les effets de diffusion spatiale des autoroutes : recherche d'indicateurs permanents : 17 et 18 septembre 1998*. Observatoire de l'environnement économique et écologique de l'autoroute A64. IRSAM (UPPA), Pau, pp. 115-128.
- DUPOUEY J.-L., THIMONIER A., LEBOURGEOIS F., 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, pp. 219-230.
- ETCHELECOU A., DELETRAZ G., ELICHEGARAY C., 2001. *Programme Ecosystèmes, Transports, Pollutions 1998-2001. Rapport de synthèse*, contrat n° 9893020, Université de Pau et des Pays de l'Adour, 77 p.
- FENNETEAUX I., 1998. *Étude de l'évolution des composés atmosphériques en trace (HCNM, O<sub>3</sub>, PAN, NO<sub>x</sub>) dans la troposphère, à la frontière océan-continent Européen*. Thèse de Chimie de la pollution Atmosphérique de l'Université du Val-de-Marne, Paris XII, 280 p.
- HURIOT J.-M., PERREUR J. et DEROGNAT I. (coll.), 1994. Espace et distance. In : Auray J.-P. et al., (éd.), *Encyclopédie d'économie spatiale. Concepts - comportements - organisations*. Economica, Paris, pp. 35-46.
- IFEN (Institut Français de l'Environnement), 2002. *Chiffres-clés 2002 de l'environnement*. IFEN, Orléans, 24 p.
- OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRÉNÉES, 2000. Observatoire des trafics au travers des Pyrénées. DRE Aquitaine Midi-Pyrénées Languedoc-Roussillon, Toulouse, 68 p.
- OBSERVATOIRE DES TRAFICS AU TRAVERS DES PYRÉNÉES, 2001. Trafics routiers 2000. DRE Aquitaine Midi-Pyrénées Languedoc-Roussillon, Préfecture de la région Midi-Pyrénées Toulouse (dépliant).
- PUMAIN D., SAINT-JULIEN T. et MATHIAN H. (coll.), 1997. *L'analyse spatiale : 1. localisations dans l'espace*. Armand Colin/Masson, Paris, 167 p.
- THIMONIER A., 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 de l'Université Paris-Sud - Centre d'Orsay. 177 p.
- VAN DER SALM C. et DE VRIES W., 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.