

Centre National de la Recherche Scientifique
Laboratoire de Glaciologie et Géophysique de l'Environnement
54, Rue Molière
38 402 Saint Martin d'Hères Cedex

Jean-Luc JAFFREZO
Tel : 04 76 82 42 32
Mel : jaffrezo@lgge.obs.ujf-grenoble.fr

20 Décembre 2005

Programme PRIMEQUAL 2 / PREDIT

POVA (Pollution des Vallées Alpines)

Rapport final

Rédacteurs

JL Jaffrezo
D Chapuis
V Jacob
P Masclet
JL Besombes
E Leoz
E Fréjafon
P Chazette
P Perros
JP Chollet
H Wortham
R Greenwald

MEDD – D4E

Convention de recherche à partenaires multiples n°01-0/2003

Référence Accord n° CV 03000079

Résumé

Ce rapport final présente l'ensemble du travail réalisé pendant le programme POVA, entre Mai 2000 et Décembre 2005. Ce rapport présente les objectifs et la méthodologie générale (couplage entre expériences de terrain et modélisation déterministe des processus dynamiques et chimiques dans les vallées). Il décrit les travaux entrepris : 4 campagnes de mesures intensives, 1 campagne de suivi de longue durée, mise en place de la chaîne de modélisation, définition des cadastres d'émission (années de référence et tests de sensibilité). Dans une seconde partie, ce rapport aborde les résultats majeurs du programme, obtenus via les mesures de terrain, puis via la modélisation des tests d'émission. On montre que les niveaux de concentrations des polluants primaires en hiver sont plus problématiques que les épisodes de polluants secondaires en été, pour ce qui est des concentrations de fond de vallée. Globalement la vallée de la Maurienne, plus ventilée, est moins sujette à ces épisodes malgré des émissions globalement plus fortes. A priori, ces épisodes sont très liés aux conditions météorologiques et non pas à un surcroît d'émission d'une source spécifique. Les tests de sensibilité indiquent que des scénarios de réduction du trafic poids lourd et de passage au chauffage au gaz naturel apportent des diminutions de concentrations notables des espèces primaires près du sol, entre autre dans les zones urbanisées.

Abstract

This final report presents the overall work undertaken during the POVA program (May 2000 / December 2005). It describes the general objectives and methodology (field studies and 3D modelling, including emission inventories and scenarios of sensitivity). An overall view is proposed for the results obtained for the field campaigns (intensive periods and long term follow up) and for the modelling. It shows that the concentrations of primary species in winter are a deeper concern than that of secondary species in summer, for the populated bottom part of the valleys. However, the Maurienne Valley is less subjected to intense concentration episodes, due to its larger size favouring ventilation, despite overall larger emissions. These episodes are mostly linked to adverse meteorological conditions, and not to a specific increase of emissions from a definite source. Sensitivity tests indicate that scenarios of emissions reduction from heavy duty traffic and from heating with natural gas are bringing in large decrease of atmospheric concentrations of primary species at ground level, in most locations of the valleys.

Mots clef :

Chimie atmosphérique multiphasique
Pollution
Vallées alpines
Campagne de terrain
Cadastres d'émission
Modélisation déterministe 3D

Key words :

Multiphase atmospheric chemistry
Pollution
Alpine valleys
Field sampling
Emission inventory
3D modeling

Note de synthèse

Le programme POVA (« Pollution des Vallées Alpines ») a été initié à la suite de l'incendie du tunnel du Mont Blanc en Mars 1999, en raison des conditions exceptionnelles de circulation que cela a générées dans les vallées de Chamonix et de la Maurienne : trafic poids lourds très réduit en vallée de Chamonix, mais comparable à celui prévu à 10 ans en vallée de la Maurienne. Cette situation a créé le cadre pour étudier plus généralement la qualité de l'air en vallée alpine encaissée, qui présente de grandes spécificités par rapport aux situations plus généralement rencontrées par ailleurs. Ce rapport final du programme fait état des actions entreprises entre Mai 2000 et Décembre 2005. Une dizaine de groupes a participé à ce programme, avec en moyenne, de l'ordre de 6 à 8 équivalents temps plein de chercheurs impliqués.

Les objectifs de POVA étaient spécifiquement de comparer la qualité de l'air des deux vallées, d'évaluer la part respective des différentes sources d'émission, et de développer un outil de modélisation de la chimie atmosphérique permettant de réaliser des études de scénarios. Pour atteindre ces objectifs, il a été proposé une méthodologie générale avec un couplage étroit entre expériences de terrain et modélisation déterministe des processus dynamiques et chimiques dans les vallées.

Les campagnes de terrain ont consisté tout d'abord en 4 campagnes de mesures intensives (15 jours chacune avec une semaine par vallée, en été 00 et 03, et en hiver 01 et 03), ayant pour but une analyse détaillée des évolutions spatiales et temporelles des espèces chimiques gazeuses et particulaires intéressantes dans ce contexte, pour la détermination des processus mis en jeu à petites échelles. Une des grandes spécificités de ces campagnes a été la mise en œuvre de moyens importants (nombreux sites au sol, moyens 3D, ...) sur des territoires très réduits, en vue de la création de bases de données pour valider la modélisation déterministe. Ces campagnes ont été complétées par un suivi de longue durée (entre Février 01 et Juin 03), mené pour une sélection plus restreinte d'espèces atmosphériques, afin d'évaluer les évolutions et les processus à plus long terme. Pour ces deux aspects, un accent plus particulier a été mis sur les évolutions des concentrations et de la chimie des PM₁₀, ce qui représente un autre point spécifique du programme.

Un second volet du programme a donc été la mise en place de la chaîne de modélisation (modèle sub méso ARPS imbriqué dans MM5 pour la partie dynamique, couplage de TAPOM et de CHIMERE pour le module chimique), et des cadastres d'émission associés (cadastres à petites mailles, spécifiques aux vallées, pour 3 années de référence). De plus, 4 tests de sensibilité ont été définis (fil de l'eau, + ou - 50% de poids lourds par rapport au scénario « fil de l'eau », chauffage au gaz naturel), dans un contexte de 2010. Après une phase de validation de cette chaîne par comparaison aux mesures de terrain des deux dernières campagnes (les plus fournies en ce qui concerne la base de données), les scénarios ont été joués, pour chacune des vallées, associés à chacune des 5 classes météorologiques représentatives déterminées par une classification basée sur des critères locaux.

Les principales difficultés rencontrées lors de l'exécution du programme ont été liées d'une part au calendrier évolutif de réouverture du Tunnel du Mont Blanc, d'autre part à la multiplicité des financeurs. Les reports successifs de la date de réouverture du tunnel du Mont-Blanc (de plus de 2 ans par rapport à la date initiale) ont directement impacté l'échéancier du programme qui a dû être décalé en conséquence. Cette situation a de fait posé des problèmes de personnel, entre autre pour le recrutement de thésards sur la fin du programme. La multiplicité des financeurs (Région Rhône Alpes, ADEME, MEDD, Ministère des Transports) a rendu ce programme assez lourd à gérer

(gestion des conventions, multiplicité des rapports, ..), avec une mise en péril du montage des cofinancements en raison des décalages dans le temps.

L'ensemble des mesures entreprises confirme très largement la grande sensibilité des vallées alpines, parfois plus polluées que les grandes zones urbaines : les émissions y sont plus faibles, mais dans ces sites où la topographie et la météorologie sont parfois très pénalisantes, les niveaux de concentration peuvent localement augmenter par accumulation et une évolution en système quasi fermé. Cette situation est particulièrement marquée pour les espèces primaires, durant les périodes anticycloniques hivernales sous inversion de température. Durant ces périodes, les sources locales jouent un rôle prépondérant et l'influence du transport atmosphérique régional semble très faible. En revanche, contrairement à la majorité des autres zones du territoire national, les vallées alpines bénéficient en période estivale de très bonnes conditions de dispersion (en raison des vents thermiques très développés) qui épargnent aux fonds de vallée les épisodes photochimiques notamment liés à l'ozone. A cette période, les apports régionaux ont plus d'influence qu'en hiver, mais ne sont pas nécessairement prépondérants : un bon exemple est celui des épisodes de poussières désertiques qui ont du mal à pénétrer en fond de vallée. Au final, les situations « à risque » (au sens de la législation sur la qualité de l'air) sont donc très majoritairement rencontrées en hiver, et concernent en grande partie les PM₁₀, les NO_x, mais aussi le SO₂ spécifiquement pour la vallée de la Maurienne.

Cependant, il est essentiel de mentionner que l'on rencontre très souvent de très fortes hétérogénéités spatiales des concentrations au sein des vallées (dans des proportions qui peuvent être de 1 à 50 sur quelques dizaines de mètres), ce qui va à l'encontre d'une notion de « pollution globale des vallées ». Les concentrations varient fortement selon l'altitude ou la localisation par rapport aux sources : en été les plus fortes concentrations de polluants photochimiques se trouvent sur les zones sommitales alors que les fonds de vallée sont "épargnés" ; en hiver les polluants primaires (émissions dues aux véhicules, chauffage, et industries) se concentrent dans des zones proches des lieux d'émission, alors que les plus hautes altitudes ou les zones plus rurales sont relativement préservées. A ces processus s'ajoutent des spécificités liées à la recirculation de polluants dans des « couches réservoir » plus ou moins couplées à la couche de surface selon les évolutions thermiques en cours de journée. Ces stratifications complexes commencent à être mise en évidence grâce aux moyens tridimensionnels employés lors des deux dernières campagnes.

Cela dit, ces deux caractéristiques globales (impact respectif des sources locales et régionales, et hétérogénéité des sites dans la vallée) sont plus nettes pour Chamonix que pour la Maurienne, très probablement en raison d'une plus grande ouverture de cette dernière vallée et en raison de la configuration des axes routiers dans chacune d'elles : en vallée de Chamonix l'accès au tunnel est avant la zone urbanisée de Chamonix, alors qu'en Maurienne l'accès au tunnel du Fréjus nécessite de traverser toutes les zones de forte urbanisation.

Il convient de rappeler qu'un bilan chiffré précis de la part respective des émissions des différentes sources s'attache nécessairement à un lieu, à une espèce chimique, et à un moment déterminé. En ce sens, on ne peut pas parler de « part du trafic à la pollution des vallées ». Les mesures de profils de COV, des PM₁₀ et de leur spéciation chimique (HAP, carbone organique (OC) et élémentaire (EC), ...) en différents points des vallées permettent de montrer qu'à l'évidence, d'un point de vue global, le trafic routier des poids lourds semble responsable d'une large part des concentrations atmosphériques mesurées pour les espèces d'origine anthropique, aussi bien en Maurienne qu'à Chamonix. Cependant, l'influence d'autres sources est visible également, notamment en ce qui concerne le chauffage individuel et plus particulièrement celui au bois, ainsi que les activités industrielles (en Maurienne). Par exemple, pour le site fixe du réseau de surveillance à Saint Jean de Maurienne, on peut évaluer une part moyenne due au trafic routier poids lourds de l'ordre de 70 % pour les concentrations de NO, mais de 30 % pour les PM₁₀ pour les jours ouvrés. Au sein des

particules, cette part est de l'ordre de 35% pour EC, mais seulement de 8 à 10 % pour OC. Des mesures de molécules traceurs des émissions des feux de bois indiquent, pour la zone sub urbaine de Chamonix en hiver, une contribution moyenne de l'ordre de 20% de cette source au carbone organique des PM₁₀. Cette estimation augmente pour des zones plus rurales.

Cette diversité des sources, ainsi que l'hétérogénéité géographique, associée à une dépendance forte aux conditions météorologiques explique en partie pourquoi les données acquises aux sites de référence de l'AIR APS (en milieux urbains) ne mettent pas en avant de façon nette des changements directement liés à la fermeture puis aux phases de réouverture du Tunnel du Mont Blanc. Ces changements sont par contre très perceptibles pour les sites influencés en bord de route.

La chaîne développée pour la modélisation déterministe permet d'obtenir une vision des processus mis en jeu plus globale que celle obtenue par les seules mesures. Le fait que cette modélisation procure des résultats cohérents est déjà une avancée en soi, dans la mesure où cette utilisation à de très petites échelles (maille entre 300 et 1000 m) est très novatrice.

Les résultats obtenus en été par la modélisation indiquent que les concentrations d'ozone relevées dans les deux vallées sont très majoritairement liées au niveau de fond régional. Considérées dans leur volume global, les vallées ne produisent pas d'ozone, mais en consomment par titration avec le monoxyde d'azote dans les zones d'émissions anthropiques. On notera que, contrairement à de nombreux autres types de sites, le régime de production de l'ozone est à l'heure actuelle, en été, limité dans chacune des vallées par les concentrations des composés organiques volatils. Les résultats d'hiver confirment que les concentrations sont majoritairement dominées par les émissions locales à cette période de l'année. *In fine*, ces situations sont par contre plus délicates à simuler, dépendant très fortement à la fois de la précision des cadastres d'émission, du réalisme du traitement des profils verticaux de température près du sol, et de la paramétrisation des processus de dépôt.

Les cadastres d'émission aboutissent en eux-mêmes à des résultats intéressants, en particulier pour ce qui est des scénarios. Ils montrent par exemple que même une augmentation du trafic poids lourds de 50% par rapport à 2003 conduit, pour 2010, à des réductions très sensibles de ces émissions, compte tenu de l'évolution des normes, et ce, pour les deux vallées. L'impact d'un passage "tout chauffage au gaz" est aussi très marqué. Il conduit, par exemple pour Chamonix, à réduire les émissions totales de SO₂, PM, CH₄ et COVNM respectivement de 80, 26, 19 et 2% (toutes choses égales par ailleurs), avec une légère augmentation du CO de 5%. On retiendra cependant que ces cadastres nécessitent encore des améliorations, en particulier pour le traitement des sources des PM.

Les différents scénarios d'émission couplés aux différents cas météorologiques mettent tous en évidence une diminution sensible des émissions des composés primaires dans les vallées. Si l'on regarde la moyenne annuelle reconstituée à partir des 5 classes météorologiques majoritaires, le scénario 3 (-50% de PL) est celui qui apporte la plus forte diminution de NO_x dans les vallées suivi de très près par le scénario 4 (passage au gaz naturel). En ce qui concerne la diminution des PM₁₀, le scénario 4 (passage au gaz naturel) est celui qui apporte (dans l'état actuel des cadastres) les plus fortes réductions de concentration.

Sans conteste, et même si les mesures de terrain permettent une vision plus fine de certains aspects liés à la qualité de l'air, un des débouchés majeurs de ce programme est la mise en place d'un outil de modélisation permettant l'étude des scénarios. Cet outil a montré sa pertinence dans un contexte de vallées encaissées ou une spatialisation fine des résultats est indispensable, et apporte déjà des résultats innovants sur les impacts potentiels de tels ou tels types d'évolution de sources d'émissions. Il reste cependant perfectible, en particulier pour ce qui concerne les particules.

Sommaire

Résumé et abstract	3
Note de synthèse.....	5
Sommaire.....	9
Rappel des objectifs	10
Méthodologie générale et mise en œuvre	12
Mesures de terrain	
Modélisation	
Scénarios	
Difficultés rencontrées	
Résultats du programme.....	17
Résultats des mesures	
Résultats de la modélisation	
Résultats des scénarios	
Développements souhaitables.....	44

Annexes

Annexe I :	Le trafic dans les vallées.....	1
Annexe II :	Les vallées et les campagnes de mesure	7
Annexe III :	QC / QA.....	33
Annexe IV :	Situations météorologiques.....	39
Annexe V :	Mesures de polluants réglementés.....	65
Annexe VI :	Chimie des PM ₁₀	91
Annexe VII :	Les HAP.....	131
Annexe VIII :	Les espèces organiques dans les PM ₁₀	153
Annexe IX :	Les mesures d’ozone de campagne.....	171
Annexe X :	Les mesures de COV.....	189
Annexe XI :	Les mesures Lidar et DOAS (INERIS).....	209
Annexe XII :	Les mesures LIDAR et ULM instrumenté du LSCE.....	211
Annexe XIII :	Les mesures du LCE (équipe invitée).....	259
Annexe XIV :	Les mesures du LCME (équipe invitée).....	263
Annexe XV :	Les mesures de Georgia Tech (équipe invitée).....	269
Annexe XVI :	Le cadastre des émissions.....	277
Annexe XVII :	La modélisation des campagnes.....	317
Annexe XVIII :	La modélisation des scénarios.....	357
Annexe XIX :	Les travaux résultant de POVA.....	385

Rappel des objectifs du programme

La communauté scientifique nationale et internationale s'est mobilisée depuis de nombreuses années dans le but de mieux comprendre les mécanismes complexes associés à la chimie de l'atmosphère, dans l'espoir de permettre d'élaborer des politiques de contrôle visant à limiter la pollution. A l'échelon national, deux grands programmes intégrés ont été mis en œuvre dans le cadre de la lutte contre la pollution atmosphérique locale et régionale : ESQUIF (Etude et Simulation de la Qualité de l'air en Ile de France) à l'échelle de l'agglomération parisienne, et ESCOMPTE (Expérience sur Site pour CONtraindre les Modèles de Pollution atmosphérique et de Transport d'Emissions) dans la région de Marseille - Etang de Berre. A ce jour, aucun programme d'envergure nationale n'avait été réalisé pour des régions montagneuses. Les vallées alpines représentent cependant un cadre très particulier pour ce type d'étude, compte tenu de la concentration spatiale des émissions de précurseurs (en particulier celles dues au trafic routier) en vallées encaissées, et des conditions dynamiques et chimiques spécifiques (activité convective, brises de vallée et rayonnement solaire intense lié à l'altitude en été, mais aussi inversions thermiques et couverture neigeuse en hiver, etc...). A ces contraintes géographiques locales s'ajoutent des spécificités majeures pour la problématique générale de la qualité de l'air en Rhône Alpes:

- le 24 mars 1999, l'incendie du tunnel du Mont-Blanc (TMB) a stoppé net le transit international dans la vallée de Chamonix, réduisant ainsi au minimum le nombre de camions dans ce couloir alpin pendant la période de fermeture. Assumant la majorité du report du trafic, le nombre de poids lourds dans la vallée de la Maurienne a, quant à lui, considérablement augmenté, alors même que l'autoroute permettant l'accès au tunnel du Fréjus n'était pas encore finalisée. La circulation dans cette vallée, a été, durant cette période, aussi importante que celle prévue dans 10 ans,
- dans le cadre de la future liaison ferroviaire Lyon-Turin, il semble indispensable d'estimer les conséquences de la réalisation d'un tel projet au regard de l'évolution du trafic routier,
- l'image des vallées alpines repose en partie sur la relative pureté des hautes montagnes et sur la préservation du patrimoine, et une part importante de l'activité économique dépend du tourisme lié à cette image. Les objectifs de qualité de l'air dans ce contexte sont donc subjectivement très éloignés des normes nationales ou européennes établies pour de grands centres urbains.

L'ensemble de ces points place le programme POVA au cœur d'une problématique à la fois sensible car très médiatisée, et complexe. Plusieurs programmes de recherche ont toutefois été menés sur la thématique de la pollution atmosphérique en vallées alpines. On citera en particulier le projet TRANSALP, financé par l'Entente Région Rhône-Alpes, qui constitua, par ailleurs, l'amorce du programme POVA, et le programme Ecosystèmes, Transports, Pollutions (ETP) financé par l'ADEME/PRIMEQUAL/PREDIT. Néanmoins, ces études, souvent très ponctuelles, ne prenaient en compte qu'un nombre limité d'espèces chimiques, la plupart gazeuses. Le programme VOTALP (*Vertical Ozone Transports in the ALPs*), conduit entre 1996 et 1998, constitue, véritablement, le premier projet d'envergure réalisé en milieu alpin. Son principal objectif était de comprendre les phénomènes dynamiques et chimiques gouvernant les concentrations d'ozone, en se focalisant sur son transport vertical, dans une région montagneuse (Wotawa et Kromp-Kolb, 2000). Enfin, le projet Espace Mont-Blanc, financé par INTERREG, se consacrait à l'étude des sources, des mécanismes de dispersion et du rayonnement UV dans les vallées jouxtant le massif du Mont Blanc. Ainsi, des mesures de NO_x, d'ozone, de COV, de poussières (PM₁₀, PM_{2.5}), d'HAP, de métaux lourds et de radiation UV sur des stations au sol, ainsi que des mesures aéroportées d'ozone et de ses précurseurs

gazeux ont été effectuées.

On voit donc que ces études étaient essentiellement consacrées à la problématique de l'ozone et des polluants secondaires. La problématique de l'accumulation des polluants primaires, particulièrement en hiver, n'a pas été adressée de façon directe, alors qu'elle est pourtant au cœur à la fois de la demande sociétale et de la politique de réglementation. Ainsi, les éventuelles mesures de particules n'ont pas fait l'objet, à notre connaissance, ni de recherches poussées ni de publication de résultats. Par ailleurs, aucun de ces programmes n'avait pour objectif de développer de modélisation déterministe des concentrations atmosphérique, seul outil capable (à notre avis) de réellement comprendre les mécanismes complexes mis en jeu dans ces reliefs, de fournir des données objectives sur la dispersion des polluants sur l'ensemble des territoires concernés, et de proposer des études de scénario du futur.

In fine, la thématique générale du programme POVA concerne donc la qualité de l'air en vallée alpine et, fort des résultats des programmes déjà réalisés, 4 objectifs principaux et complémentaires ont été définis pour le programme général dès son initialisation :

1. dresser un état des lieux comparatif de la pollution liée au trafic véhiculaire en vallée de Chamonix et de la Maurienne, avant et après la réouverture du tunnel du Mont Blanc,
2. évaluer les parts respectives des différents types d'émissions : biogéniques et anthropiques (émissions véhiculaires, émissions industrielles, émissions domestiques, feux de végétaux) et déterminer leurs variabilités en fonction des conditions environnementales,
3. développer un outil opérationnel de modélisation de la dispersion de la pollution atmosphérique appliqué au cas des vallées alpines, exploitable par Air-APS,
4. initier des études d'impact de la pollution dans ces deux vallées, avec l'établissement de cartes d'exposition en fonction des études de scénario.

Méthodologie générale et mise en œuvre

La stratégie générale initiale mise en place pour atteindre ces objectifs était basée sur un calendrier initial de réalisation de 3 ans (été 2000-été 2003), qui a finalement été portée à 5 ans compte tenu à la fois des retards dans le calendrier de réouverture du Tunnel du Mont Blanc, et dans les délais de mise en place des financements du programme. Un point essentiel de cette stratégie était bien sur le couplage étroit entre observations et modélisation.

a) Etudes de terrain

Cette stratégie comprenait tout d'abord un volet d'études de terrain. Des campagnes de mesures intensives (mesures au sol et en 3D) ont permis de caractériser la composition chimique de l'atmosphère des vallées et la dynamique atmosphérique associée, dans des conditions météorologiques et environnementales très différenciées (en été et en hiver). Une première finalité de ces campagnes était tout d'abord d'établir « un bilan comparatif de l'état de la pollution pour les deux vallées », que ce soit dans les conditions de fermeture du tunnel du Mont Blanc (2000/2001), puis après sa réouverture (2003), en accord avec le premier objectif. Au cours de ces campagnes, les espèces chimiques essentielles pour une meilleure compréhension des émissions et des processus gouvernant l'évolution des concentrations dans ces conditions météorologiques contrastées ont été prises en compte, afin d'atteindre le second objectif.

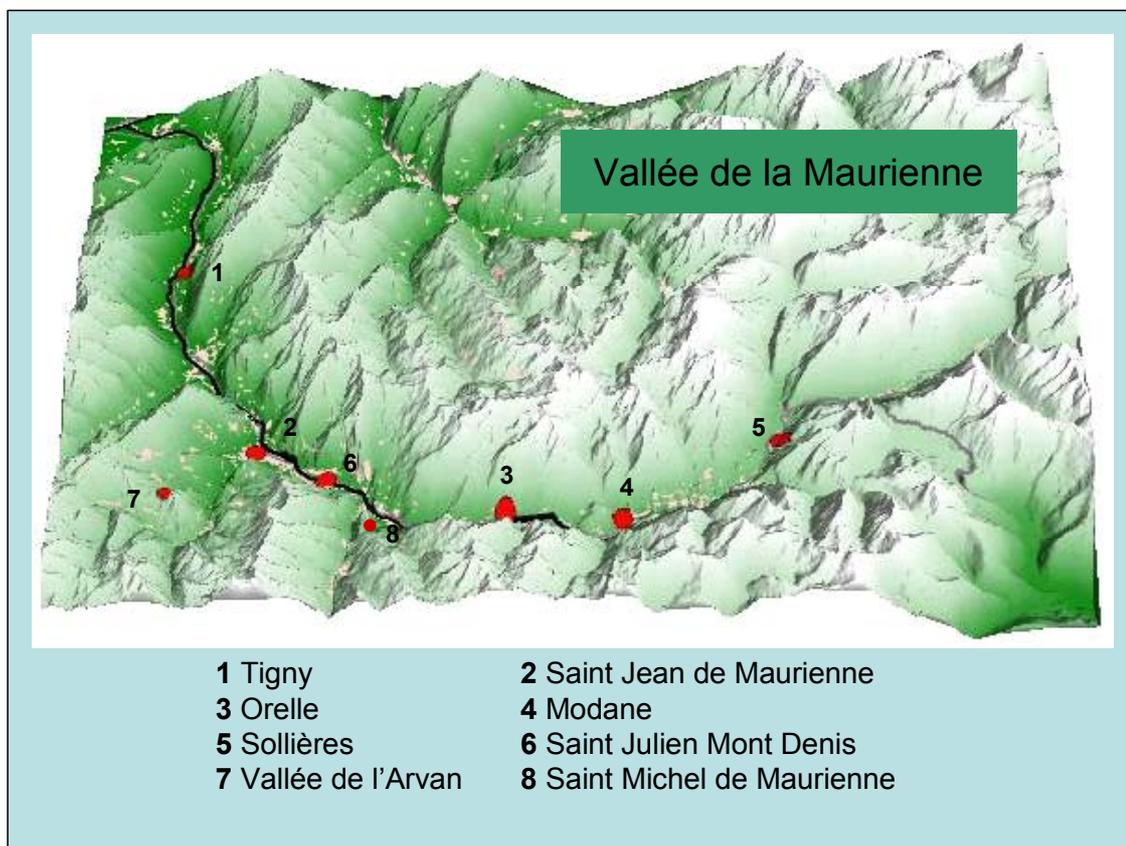
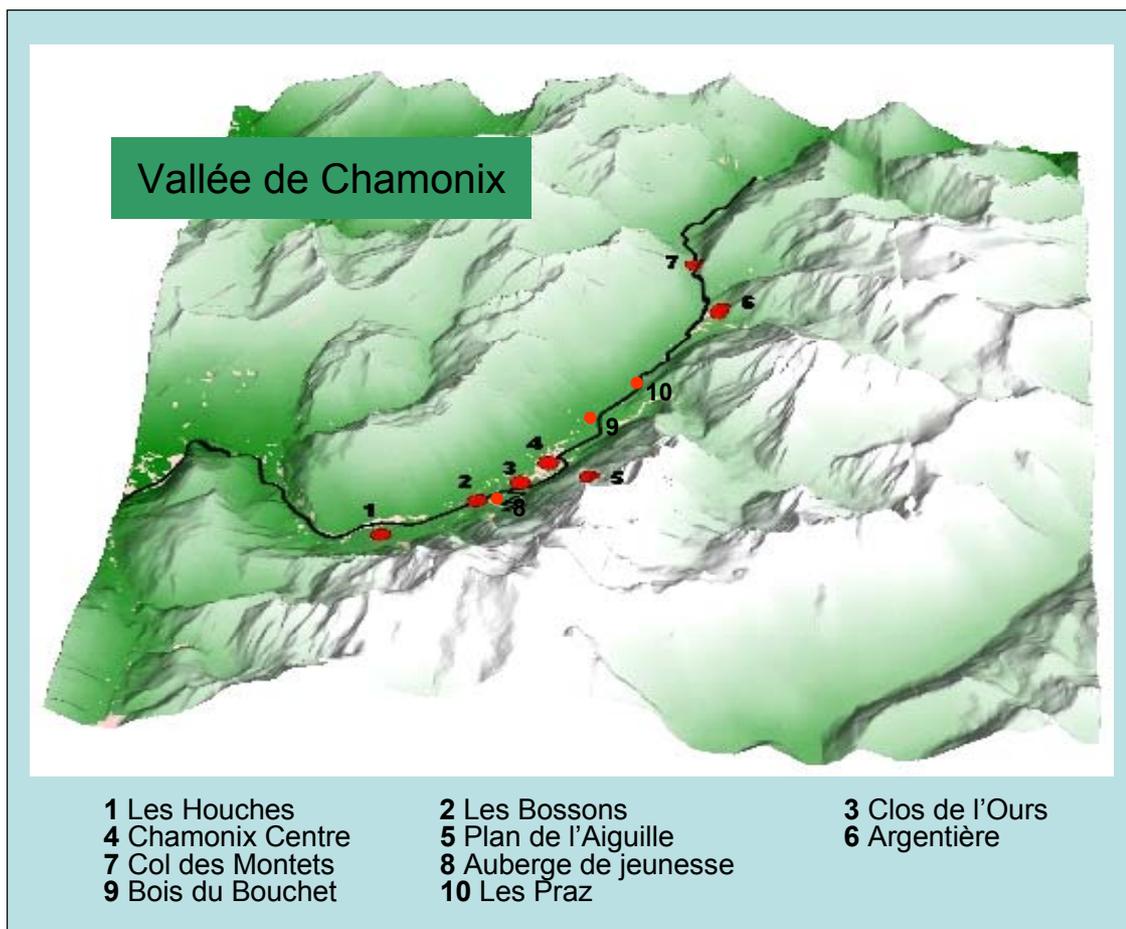
Le tableau 1 ci-dessous indique les dates des 4 campagnes qui ont été réalisées, ainsi que le nombre de personnes/jours qui ont été impliquées sur chacune d'elle. On retiendra le très net accroissement de personnel impliqué sur les deux dernières campagnes, le début du programme ayant été caractérisé par une mise en œuvre très rapide compte tenu du calendrier connu à cette époque. Les annexes II, III, et IV décrivent respectivement les vallées et les campagnes de mesure, les QC/QA menés sur les deux dernières campagnes, ainsi que les situations météorologiques rencontrées sur ces deux campagnes de 2003. L'annexe I décrit les statistiques concernant le trafic, et indique que les conditions prévalant avant la fermeture du TMB n'ont pas été retrouvées pour les campagnes de 2003 (réalisées en situation « d'alternat »), ce qui rend une réelle comparaison avant/après difficile.

	Date début	Date fin	Pers/jour
Eté 00	14 Août	29 Août	150
Hiver 00-01	16 Janvier	1 ^{er} Février	135
Hiver 02-03	13 Janvier	31 Janvier	501
Eté 03	23 Juin	11 Juillet	740

Tableau 1 : dates des 4 campagnes et nombre de personnes/jours impliquées

Les deux figures ci-dessous (figures 1 et 2) présentent l'emplacement des sites au sol instrumentés dans chacune des vallées lors des campagnes de 2003. On retiendra leur grand nombre pour des territoires relativement peu étendus, ce qui correspond au besoin de correctement documenter la diversité des situations (entrée et sortie de vallée, sites urbains et ruraux, sites de fond de vallée et d'altitude,...). Les descriptifs des moyens mis en œuvre sur chacun de ces sites sont présentés dans l'annexe II.

Ces études détaillées, mais ponctuelles dans le temps, menées lors des campagnes intensives sont replacées dans le contexte des variations à plus long terme, avec le suivi continu annuel de quelques espèces chimiques importantes pour l'évaluation des épisodes de pollution. Cette action s'appuyait sur les surveillances menées par l'AIR APS aux deux stations de mesure fixes du réseau (à Chamonix et Saint-Jean-de-Maurienne), auxquelles ont été adjointes des mesures



Figures 1 et 2 : localisation des sites instrumentés au sol lors des deux dernières campagnes de terrain

complémentaires (cf annexe II). Un des objectifs initiaux était de valider la représentativité des campagnes intensives, le premier suivi annuel permettant aussi d'orienter le choix des périodes de ces campagnes lors de la seconde partie du projet. Nous verrons par la suite que les données obtenues lors des suivis continus nous apportent un grand nombre d'informations sur l'origine, les mécanismes, et les niveaux de concentrations observés de « la pollution atmosphérique » à Chamonix et St Jean de Maurienne, sur des échelles de temps différentes de celles des campagnes intensives.

b) Modélisation

Ces études de terrain ont été étroitement associées au volet de modélisation du programme. Ce volet a consisté tout d'abord à développer un Système d'Informations Géoréférencées (SIG) propre à chacune des vallées. Ces SIG intègrent l'ensemble des données nécessaires au développement des modélisations numériques de la chimie de l'atmosphère, avec une résolution spatiale fine (300 m à Chamonix, 1000 m en Maurienne) compatible avec les besoins de la modélisation. Sur la base des modèles numériques de terrain (MNT), différentes couches d'informations sont intégrées aux SIG, donnant entre autres une description des occupations du sol, des populations (locales et touristiques), ou encore des différents types de sources d'émission d'espèces chimiques vers l'atmosphère (biogéniques et anthropiques). Ces champs ont été au maximum renseignés en prenant en compte des données locales (méthodologie bottom-up), ainsi qu'en développant des adaptations nécessaires aux conditions propres aux vallées (prise en compte des pentes fortes, du tourisme, des différences d'ensoleillement selon la localisation,...). Sur ces bases, des cadastres d'émission ont été développés, en suivant la méthodologie CORINAIR, pour 3 années de référence (1998 (avant fermeture du Tunnel du Mont-Blanc), 2001 (pendant fermeture), 2003 (après réouverture)). L'ensemble de la méthodologie employée est décrit en détail dans l'annexe XVI.

La chaîne de modèle (modèle sub méso ARPS imbriqué dans MM5 pour la partie dynamique, couplage de TAPOM et de CHIMERE pour le module chimique) a été spécifiquement développée pour prendre en compte les processus à petite échelle rencontrés dans les vallées (cf partie « Résultats / 2. Résultats de la modélisation »). En particulier, des imbrications à plusieurs niveaux ont été nécessaires (cf figure 3) pour coupler correctement la dynamique très locale interne aux vallées aux champs météorologiques à l'échelle synoptique. On retiendra la collaboration étroite avec l'EPFL (Lausanne) pour ce qui est de l'adaptation du module de chimie TAPOM, ce groupe ayant de plus l'expérience de la mise en place d'une telle modélisation sur la région Grenobloise. L'ensemble de ce travail est décrit en détail dans l'annexe XVII.

Suite à cette mise en place, l'évaluation des performances de cette chaîne de modèles a été réalisée, tout d'abord pour les modules de dynamique, puis en couplage avec la chimie gazeuse. Cette évaluation est faite par comparaison avec les mesures détaillées conduites lors des deux dernières campagnes (cf partie « Résultats / 2. Résultats de la modélisation » et annexe XVII). La bonne qualité de ces comparaisons a autorisé la poursuite du travail, en particulier l'utilisation de cet outil pour réaliser des projections pour des scénarios d'émissions.

c) Scénarios

Ce travail a consisté tout d'abord à définir des épisodes météorologiques réels caractéristiques. Une classification des types de temps a été basée sur la représentation statistique des différentes situations météorologiques selon leur occurrence. En réalisant des classifications statistiques sur 4 années de mesures de la qualité de l'air, il s'est avéré que 5 types de temps, prenant en compte les particularités atmosphériques des vallées, couvrent la très grande majorité des situations météorologiques observées. Les 10 périodes réelles choisies (5 par vallées), représentatives de ces types de temps, constituent la « base de données météorologiques » pour la réalisation des scénarios.

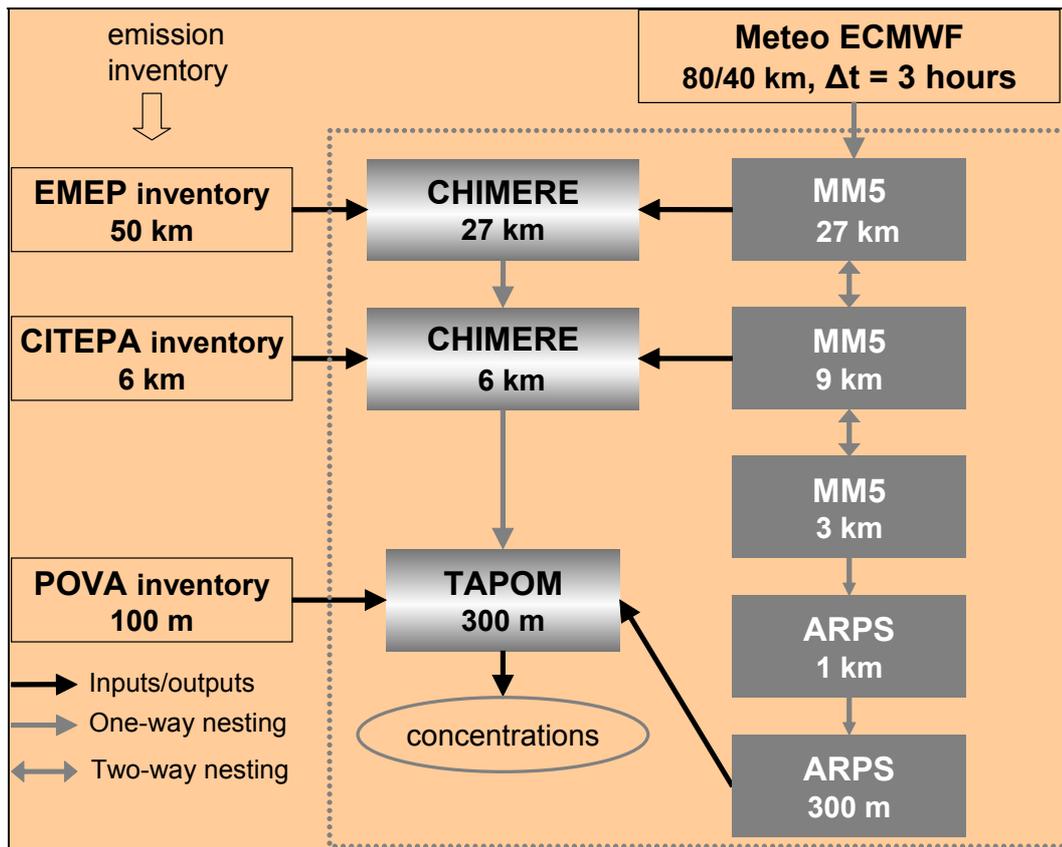


Figure 3 : imbrication des différents modules dans le cas de la vallée de Chamonix.

Une seconde étape a donc été la constitution d'un jeu de cadastres d'émission associés à des scénarios permettant une évaluation des impacts sur la qualité de l'air de cas d'école nettement différenciés. Ainsi, 4 tests de sensibilité ont été définis (fil de l'eau, + ou - 50% de poids lourds par rapport au scénario « fil de l'eau », chauffage au gaz naturel), dans un contexte de 2010 prenant en compte les évolutions des émissions des véhicules. Finalement, ces différents scénarios ont été « joués » pour chacune des situations météorologiques déterminées par la classification décrite ci-dessus. L'ensemble de ce travail est présenté en détail dans l'annexe XVIII, mais les principales conclusions sont proposées ci-dessous (section 3).

Un dernier aspect du travail a été la réalisation d'une documentation détaillée du fonctionnement de cette chaîne de codes, le transfert et l'implantation de ces modules sur une machine localisée à l'AIR APS, et la formation de quelques personnes à son utilisation. On retiendra que ce transfert est rendu possible (compte tenu du type de machine disponible) essentiellement pour une utilisation sur la base des 10 cas météorologiques prédéfinis, mais avec toute latitude pour la modification des cadastres d'émission. Cela dit, les travaux sur cette chaîne de modèles ne sont pas considérés comme totalement finalisés, et des propositions d'amélioration ainsi que d'utilisations plus détaillées sont faites dans la dernière section de ce rapport, ci-dessous.

Bien que non explicitement formulées dans les différents programmes de travail proposés aux organismes partenaires, une partie du travail de l'ensemble du groupe a été consacrée à l'information sur les actions menées et les résultats obtenus. Ces actions ont pris différentes formes, depuis la rédaction d'articles scientifiques (une trentaine parus ou prévus), jusqu'à la tenue de conférences de presse et réunions publiques (4) et de conférences scientifiques (environ 90), en passant par des bulletins d'information et la rédaction de 2 plaquettes. On notera qu'un site web est en cours de finalisation et devrait être en ligne (sur le site du LGGE : <http://www-lgge.obs.ujf-grenoble.fr/>) dès

début 2006. On ne saurait oublier les actions de formation, puisque de nombreux étudiants de tous niveaux (depuis des DUT et Maîtrise (une trentaine) jusqu'à des doctorants (8 thèses soutenues ou en cours, tout ou partie sur POVA), en passant par des DEA (14)) ont travaillé dans le cadre de POVA. On trouvera une liste de l'ensemble de ces actions dans l'annexe XIX.

d) Difficultés rencontrées

Les principales difficultés rencontrées lors de l'exécution du programme ont été liées d'une part au calendrier évolutif de réouverture du Tunnel du Mont Blanc, d'autre part à la multiplicité des financeurs, et enfin au manque de personnel (particulièrement les étudiants en thèse). Compte tenu des reports successifs de la date de réouverture du tunnel du Mont-Blanc (avec une fermeture initiale prévue de moins d'un an, portée au final à plus de 3), l'échéancier du programme, initialement prévu sur 3 ans, a dû être largement décalé et est au final de plus de 5 ans. Ceci n'a pas été sans poser des problèmes de personnel, entre autre le recrutement de thésards sur la fin du programme. Par ailleurs, ces évolutions nous ont amenés à réaliser les deux premières campagnes de mesures dans un contexte de relative urgence (sans doute préjudiciable à une optimisation de l'engagement des personnels) mais, *a contrario*, mettre en œuvre les deux dernières alors que le trafic poids lourds dans la vallée de Chamonix n'était pas revenu à un niveau équivalent à celui de la pré fermeture. La multiplicité des financeurs du programme (Région Rhône Alpes, ADEME, Primequal 2, Ministère des Transports) a rendu ce programme très lourd à gérer (gestion de 11 conventions, multiplicité des rapports, ..), avec une mise en péril du montage des cofinancements en raison des décalages dans le temps. Au final, les laboratoires ont dû beaucoup travailler sur de très grosses avances de fonds propres, pendant des périodes de temps beaucoup trop longues.

Résultats du programme

1. Résultats des mesures

Il est bien sûr hors de propos de présenter ici l'ensemble des mesures qui ont été réalisées lors de ce programme. Les rapports détaillés fournis par les différents groupes sont présentés dans les documents en annexe de ce rapport (annexes V à XVI). Cette section reprend les conclusions principales des différentes mesures entreprises et tente d'en faire une synthèse, en mettant en avant les points marquants dans le contexte des vallées, par rapport aux objectifs fixés. On notera que ces différentes mesures peuvent éventuellement conduire à des interprétations relativement divergentes : les situations complexes rencontrées dans les vallées font que nous ne sommes pas nécessairement toujours à même de totalement comprendre l'ensemble des processus qui s'y déroulent. De plus, comme on le verra, les situations sont très dépendantes des lieux et des périodes d'observation, avec des changements importants sur de courtes distances ou de petites échelles de temps.

a) Evolution générale des concentrations des polluants réglementés primaires et secondaires

Un premier travail a été de replacer les concentrations moyennes journalières mesurées aux deux sites fixes du réseau de surveillance (Chamonix centre et Saint Jean de Maurienne) dans un cadre régional afin de dégager d'éventuelles spécificités de ces sites en vallées. On peut montrer (cf annexe V) que l'atmosphère de ces vallées est bien influencée par des caractéristiques spécifiques : la nature encaissée (concentration des sources en fond de vallée, manque d'ensoleillement) ou encore l'altitude renforcent ce caractère très lié au climat, avec entre autre des températures nettement plus basses que la moyenne régionale. Cela conduit à des cycles saisonniers plus marqués pour NO par exemple, par rapport aux mesures réalisées dans des villes comme Annecy ou Chambéry.

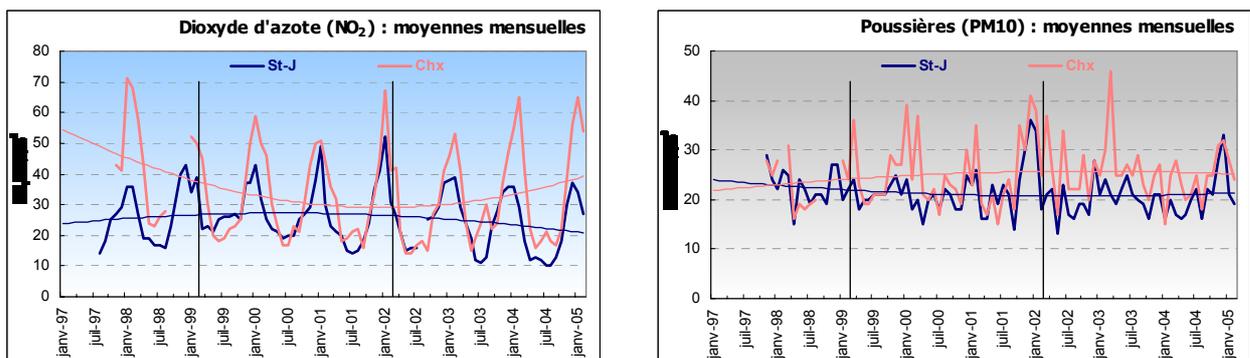


Figure 4 : moyennes mensuelles des concentrations de NO₂ et PM₁₀ à Chamonix et Saint Jean de Maurienne, entre 97 et 05. Les barres sur les figures indiquent les dates de fermeture et de réouverture du TMB.

Ces cycles saisonniers ne sont pas totalement semblables pour l'ensemble des espèces mesurées, ce qui témoigne d'influences différentes de paramètres tels que photochimie et part respectives des apports locaux et régionaux. Classiquement, les espèces secondaires telles que l'ozone ont leur maxima de concentration en été, alors que les espèces primaires (NO, SO₂, ..) présentent des maxima hivernaux. Cependant, on note par exemple que, même si les maxima de PM₁₀ apparaissent plutôt en hiver, cette espèce ne suit pas un cycle aussi bien défini que celui de NO₂, par exemple (cf figure 4). Plusieurs travaux (Stoesel, 2003 ; Mantonguon, 2004) ont été réalisés (sans atteindre de résultats définitifs, il faut le dire) pour tenter de déconvoluer de façon

statistique les fractions de PM₁₀ et d'ozone dues respectivement aux processus locaux et au fond régional, à partir des séries de mesures journalières obtenues depuis une dizaine d'années sur un ensemble de stations rhône-alpines maintenues par les AASQA.

Des discussions plus détaillées sur les évolutions avant / après réouverture du TMB seront présentées en sections e) et h) ci-dessous. On note cependant déjà avec la figure 4 que les évolutions des phases de fermeture et de réouverture du TMB ne produisent de changements drastiques des moyennes mensuelles des concentrations de NO₂ et PM₁₀ (mais c'est aussi vrai pour les autres polluants réglementés) pour aucune des deux stations de mesures urbaines, à Chamonix et Saint Jean de Maurienne.

b) Importance de la météorologie : différences été / hiver

La section précédente souligne des différences très importantes dans l'évolution des concentrations selon les saisons. Une des causes pour les espèces secondaires en est bien sûr, classiquement, l'évolution de l'importance de la photochimie entre l'hiver et l'été. Nous n'y reviendrons pas ici (cf annexe V). D'autres facteurs météorologiques entrent aussi en jeu, avec des impacts accrus par rapport à des sites de plaine.

La figure 5 présente la répartition des concentrations journalières moyennes des PM₁₀ en fonction de classes de températures, sur la période 1999-2003, pour Chamonix et Saint Jean. On note une très forte dépendance aux températures négatives, avec des moyennes journalières approchant systématiquement la valeur de seuil pour ces basses températures. Cette dépendance est plus marquée à Chamonix. Plusieurs processus sont ici à l'œuvre, depuis l'augmentation des émissions (chauffage, départ à froids des véhicules, ...) en passant par l'augmentation de la fréquence des inversions de température (cf ci-dessous), auxquels il faut sans doute rajouter pour les PM₁₀ des mécanismes tels que la condensation vers la phase particulaire d'espèces semi volatiles, processus plus important à ces basses températures.

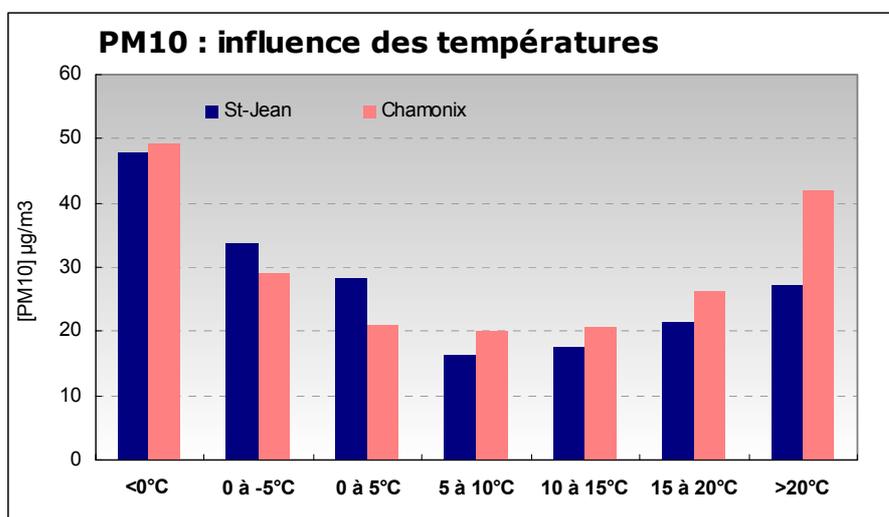


Figure 5 : répartition des concentrations journalières moyennes des PM₁₀ en fonction de classes de températures, sur la période 99-2003, pour Chamonix et Saint Jean.

Pour ce qui est des températures les plus élevées, l'augmentation observée pour les PM₁₀ (cf figure 5) peut être mise sur le compte de plusieurs facteurs, au rang desquels on trouve la formation d'espèces secondaires par photooxydation de produits gazeux. Un tel processus est mis en évidence (cf annexe VI) pour le sulfate (résultant de l'oxydation de SO₂) et les espèces organiques particulières (résultant de l'oxydation de COV). D'autres processus sont sans doute aussi à invoquer, avec des changements probables des types de masses d'air en été par rapport à l'hiver (cf annexe

XVIII), ou l'influence de la remise en suspension de poussières du sol avec l'augmentation des vitesses de vent, généralement associée en vallées aux augmentations de température. On retrouve des dépendances tout aussi marquées vis-à-vis de la température (quoique pouvant résulter de processus directs ou indirects différents) pour d'autres espèces chimiques, telles l'ozone, le SO₂, ou les NO_x (cf annexe V).

Au final, on peut penser que les températures basses, même considérées en elles mêmes, représentent déjà un facteur prédictif intéressant pour la détection des dépassements de seuil, au moins pour les PM₁₀.

Au-delà de la valeur de la température elle-même, les inversions de température sont bien sûr un des facteurs primordiaux jouant sur l'évolution des concentrations, en particulier pour les polluants primaires. Ces inversions sont plus fréquentes à Chamonix qu'en Maurienne, et probablement plus marquées (cf annexe V). Elles peuvent être à la fois fortes et persistantes sur plusieurs jours, isolant la couche près du sol (cf figure 6), et sont alors un élément fondamental conduisant à une très faible dispersion des espèces atmosphériques. Les brouillards locaux auxquels elles sont aussi très fréquemment associées constituent de plus un milieu réactionnel dans lequel des réactions entre phase gazeuse et phase particulaire sont très largement favorisées, pouvant conduire entre autre à la formation de masses importantes de particules secondaires ajoutant à la masse de PM₁₀ primaire émise localement (cf annexe VI). **On montre ainsi la nécessité, dans un cadre éventuel de mise en place de mesures préventives ou de mesures d'alerte, de correctement prévoir (ou de mesurer en continu) la hauteur des couches d'inversion dans ces systèmes de vallées encaissées.**

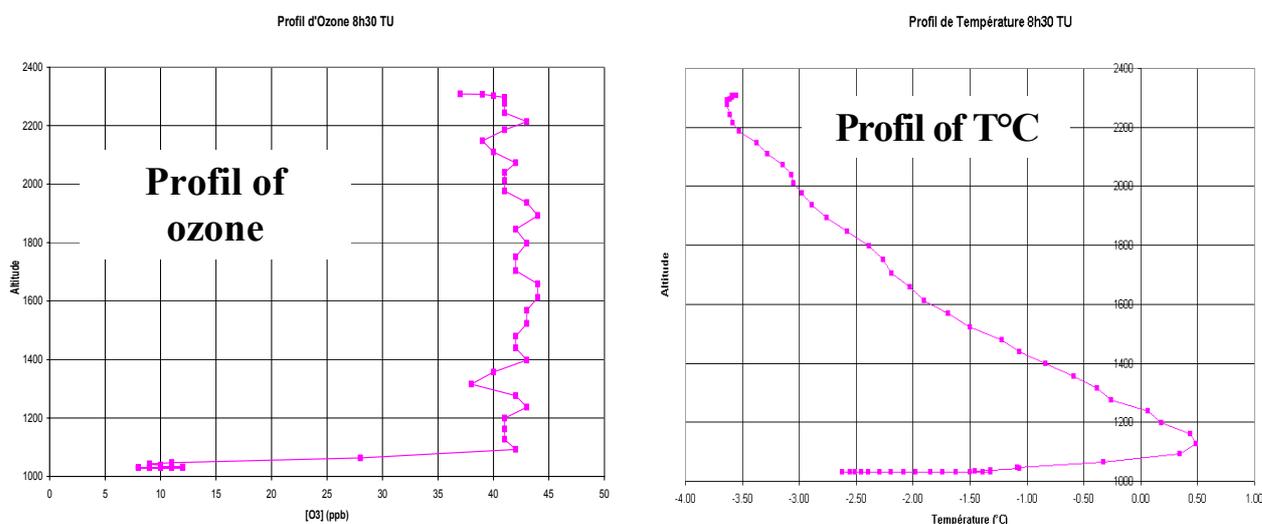


Figure 6 : profils verticaux des concentrations d'ozone et de température obtenus à Chamonix le 17 Janvier 03 à 8h30 TU (9h30 locales). On note la très forte inversion de température sur les premiers 130-150m au dessus du sol, conduisant à une couche stable et isolée dans laquelle se concentrent les émissions au sol, processus mis en évidence par la titration de l'ozone par NO.

D'autres facteurs météorologiques que la température jouent un rôle direct ou indirect sur la modulation des concentrations des espèces atmosphériques. On peut montrer par exemple que la vitesse du vent est un facteur important, avec des risques accrus de dépassements de seuil par vent faible, ne favorisant pas la dispersion. Ainsi, l'évolution des concentrations des différents polluants montre une beaucoup plus grande amplitude en zone de vallée, en fonction des conditions climatiques, que n'importe où ailleurs. Lors de situations anticycloniques froides, les teneurs en polluants peuvent augmenter considérablement et dégrader la qualité de l'air plus encore que dans les

grandes agglomérations. Et, à l'opposé, le vent, même de faible intensité, peut être canalisé ce qui va permettre de plus efficacement balayer la vallée de toutes traces de pollution.

Cette très grande importance de la météorologie en vallées pour l'évolution des concentrations rend très difficile à la fois la comparaison entre des périodes différentes, et la comparaison entre vallées. Un très bon exemple en est les mesures de concentrations de PM₁₀ lors de la première campagne hivernale (hiver 00-01) qui ont été en moyenne plus faibles que celles rencontrées lors de la campagne estivale précédente, ce qui ne correspond pas à la situation « moyenne » rencontrée dans les vallées. On montre ainsi la limite de l'exercice de comparaison, et l'intérêt de procéder à une modélisation « à situation météorologique constante ».

c) Dispersion spatiale des concentrations

Une des caractéristiques de cet environnement de vallées est très probablement la très grande hétérogénéité spatiale qui peut être rencontrée pour les concentrations des espèces atmosphériques. Cette hétérogénéité potentielle résulte à la fois de la répartition des sources d'émissions, de leur profil temporel d'émission, et des processus de dispersion (ou de non dispersion, comme indiqué ci-dessus). Les mesures de terrain réalisées lors des campagnes intensives ont été mises en place pour capturer une image de cette diversité, avec l'ambition de la voir reproduite par le système de modèles.

Dans les situations d'été, les concentrations de polluants secondaires comme l'ozone (cf figure 7 ci-dessous) peuvent être très hétérogènes, avec des minima rencontrés en fond de vallée et près des sources, de nuit, en liaison avec la titration de l'ozone par NO (cf figure 6). Les concentrations dans les zones plus rurales, et surtout en altitude, sont proches de celles du fond régional dont témoignent les mesures sur un site tel le Plan de l'Aiguille (1000 m au dessus du fond de la vallée, à Chamonix).

Pour des espèces plutôt primaires, comme les PM₁₀ ou les NO_x, et en hiver, on retrouve de nettes différences de concentrations entre le fond régional (encore une fois représenté par les mesures au Plan, avec des concentrations très faibles de l'ordre de quelques µg/m³ pour les PM₁₀ par exemple) et les mesures dans les zones urbanisées ou proches des axes de circulation en fond de vallée, qui peuvent facilement dépasser les 80 µg/m³ en moyenne horaire, avec des cycles journaliers très marqués (toujours pour les PM₁₀) (cf figure 8). A cette période existe un net découplage de ces

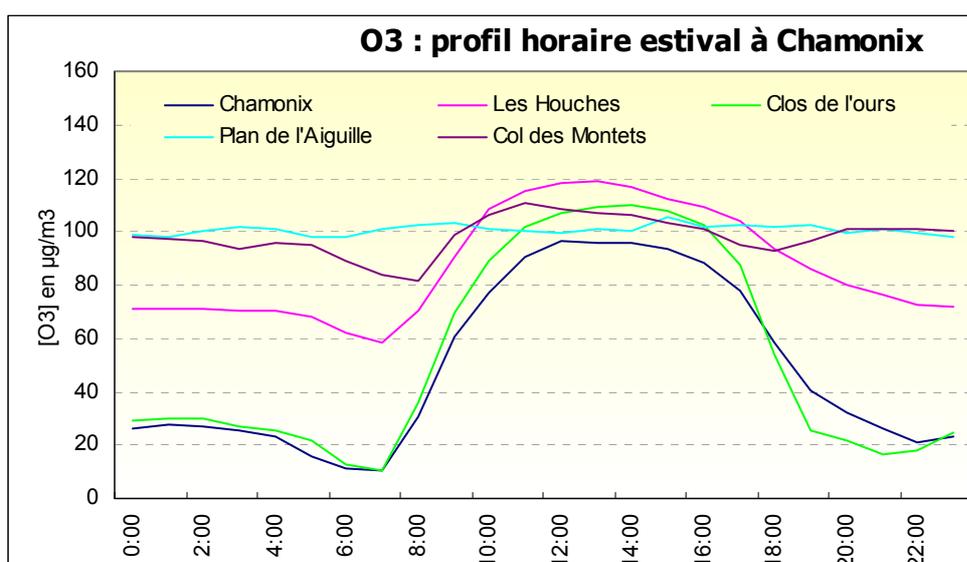


Figure 7 : cycles journaliers moyens des concentrations d'ozone calculés à partir des mesures de terrain de la campagne d'été 2003, pour 5 sites instrumentés à Chamonix.

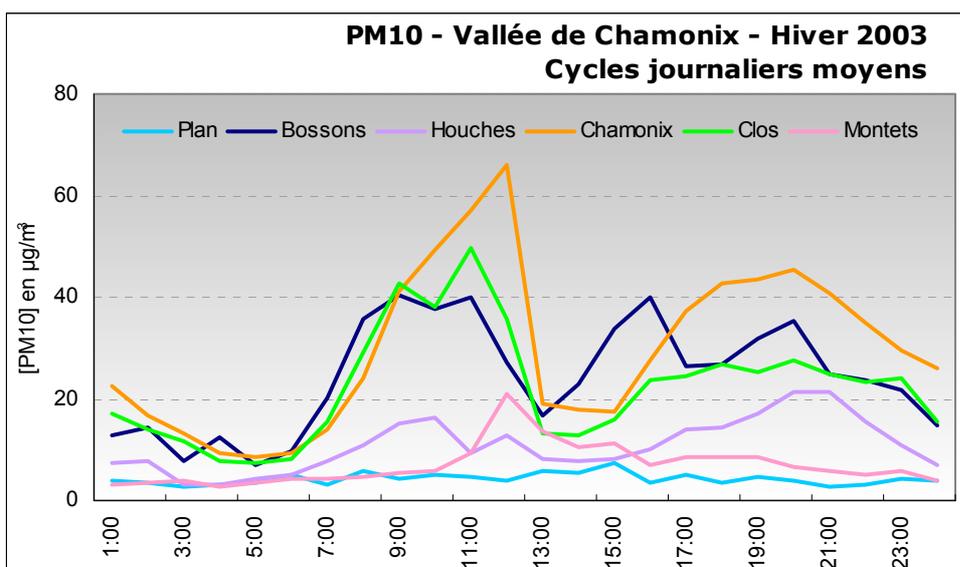


Figure 8 : cycles journaliers moyens des concentrations de PM₁₀ calculés à partir des mesures de terrain de la campagne d'hiver 2003, pour les 6 sites instrumentés à Chamonix.

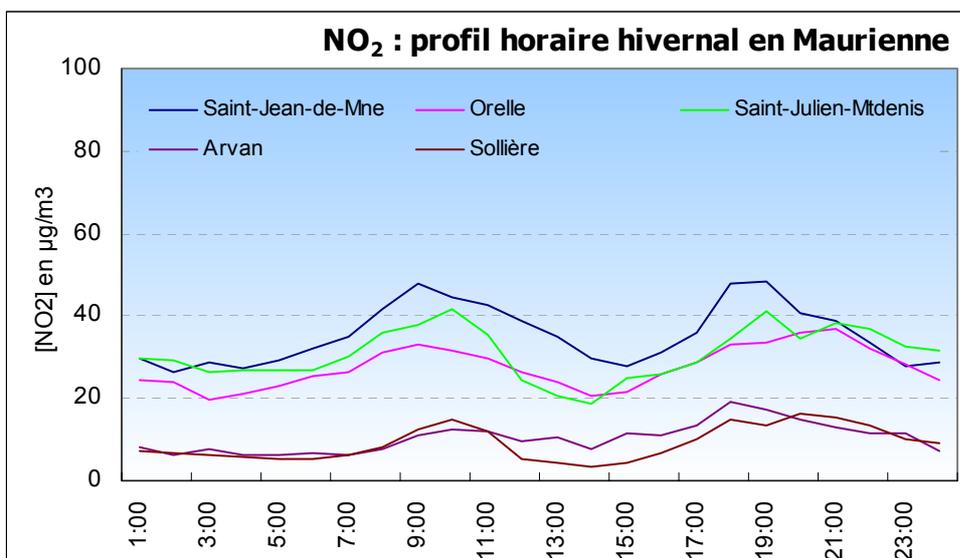


Figure 9 : cycles journaliers moyens des concentrations de NO₂ calculés à partir des mesures de terrain de la campagne d'hiver 2003, pour les 5 sites instrumentés en Maurienne.

différents types de sites, tant en ce qui concerne les concentrations que les profils chimiques des PM₁₀ ou des COV, par exemple. Ce dernier point indique la coexistence de masses d'air d'histoires différentes au sein d'une même vallée.

Il existe cependant une certaine différence entre les deux vallées, avec des concentrations généralement moins hétérogènes en Maurienne (cf figure 9). On peut émettre l'hypothèse que cette différence résulte de l'ouverture plus grande de cette dernière vallée, entraînant en toutes saisons une ventilation plus marquée, un plus fort impact du fond régional, une moins grande emprise des inversions de température, et finalement l'influence plus homogène de l'axe autoroutier qui traverse une très grande partie de la vallée.

Ainsi, en prenant en compte cette grande hétérogénéité spatiale, parler de « pollution des vallées » n'a pas de réel sens, si l'on ne spécifie pas plus avant le lieu, le moment, et bien sur l'espèce chimique considérée.

d) Dépassements des seuils réglementaires

Les concentrations élevées d'espèces primaires sont donc étroitement conditionnées par la météorologie et, de fait, par la saisonnalité. Ainsi, en hiver, les espèces comme PM₁₀ et NO₂ (à Chamonix) auxquelles s'ajoute le SO₂ (en Maurienne) enregistrent leurs plus hauts niveaux annuels, avec comme corollaire de fréquents dépassements de seuil, comme celui des 50 µg/m³ en moyenne journalière pour les PM₁₀. On notera que ce nombre de dépassements est régulièrement plus élevé à Chamonix, mais que jamais pourtant (au moins depuis l'institution des mesures !) il n'a atteint le niveau de 35 sur l'année, synonyme de non-respect de la valeur limite. En Maurienne, les concentrations de SO₂ peuvent par contre conduire à déclencher les procédures préfectorales d'information et de recommandations.

En revanche, ces procédures ne sont jamais activées en été dans ces 2 vallées : en effet, les niveaux d'ozone, bien que ne respectant pas nécessairement les valeurs limites (cf figure 10), ne s'élèvent jamais autant que dans les agglomérations régionales et restent toujours en-deçà des 180 µg/m³ en moyenne horaire. Néanmoins, en altitude, la situation de fond connaît des niveaux moyens au-delà des préconisations pour la végétation et la santé humaine, dont une partie peut être attribuée aux exportations d'espèces précurseur depuis les vallées (cf annexes XVII et XVIII). De même, ponctuellement à l'occasion d'intrusions stratosphériques, des pointes des concentrations d'ozone supérieures à 200 µg/m³ (moyennes horaires) peuvent y être mesurées (cf étude spécifique AIR APS sur l'ozone en altitude et thèse d'E Chaxel).

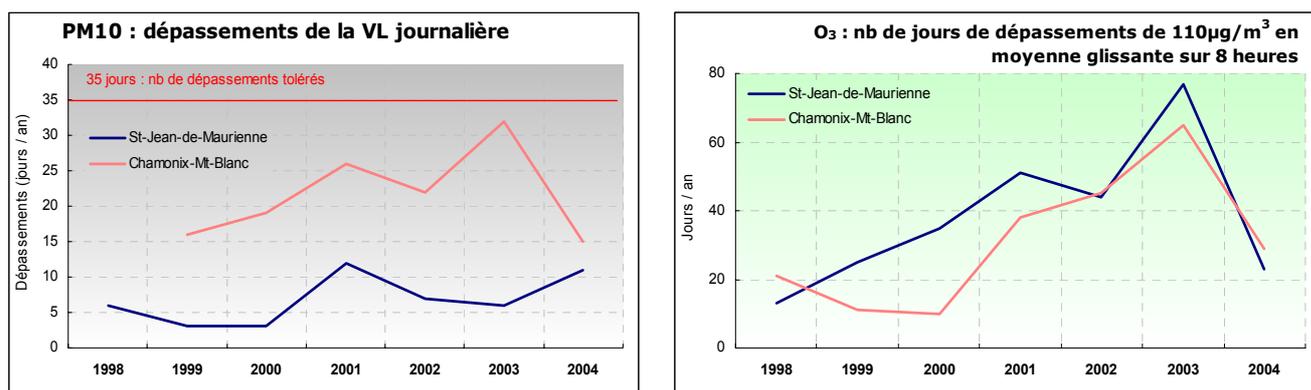


Figure 10 : fréquence des dépassements des seuils PM₁₀ et ozone ces dernières années.

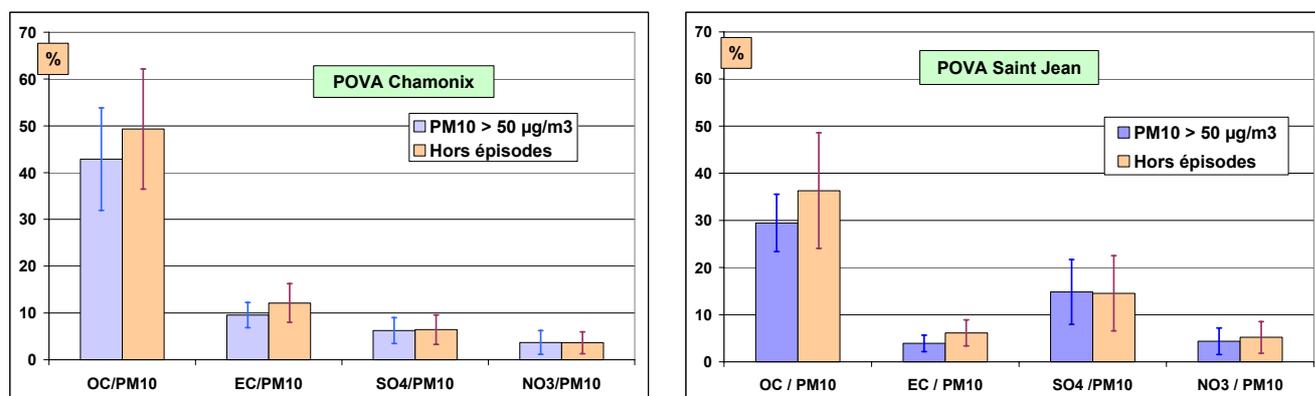


Figure 11 : profils chimiques moyens des PM₁₀ à Chamonix (à gauche) et Saint Jean de Maurienne (à droite) pour les épisodes de dépassement de seuil (de 50 µg/m³) et hors épisodes, pour les mois d'hiver (NDJF).

Les mesures de composition chimique des PM₁₀ pour les espèces majoritaires (cf section f) ci-dessous) indiquent que les profils des fractions massiques de ces espèces n'évoluent pas, en

moyenne, de façon significative entre d'une part les épisodes de dépassement du seuil de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en hiver et d'autre part les périodes hors épisodes (cf figure 11). En première approche, on montre ainsi que l'occurrence de ces épisodes est très certainement due à des facteurs autres que des changements dans les sources d'émission. On pense en particuliers à des conditions météorologiques adverses et bien sûr à des conditions sous inversion et à basses températures (cf section b) ne facilitant pas la dispersion. Cette situation moyenne n'exclue pas, en Maurienne, l'occurrence d'épisodes ponctuels d'origine industrielle intéressants qu'une partie de la vallée.

On retiendra de plus que nous n'avons pas discerné (grâce à des traceurs terrigènes de type « concentration de calcium soluble ») de cas de dépassement de seuil pour les PM_{10} ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière) qui soit lié à des épisodes de poussières désertiques atteignant les sites de mesure en fond de vallée, bien que de tels épisodes aient été répertoriés en Rhône Alpes sur la période de mesure, ou observés dans les parties hautes des vallées (Aymoz et al., 2004). Cette indication est importante, à la fois pour la réglementation (qui autorise l'exclusion de ces épisodes « naturels » dans le nombre total de dépassements), et pour la compréhension des processus dynamiques en vallées.

Par contre, il semble établi que les fortes concentrations de SO_2 qui peuvent être observées en Maurienne sont directement liées à des émissions très majoritairement industrielles et on a pu montrer, lors des périodes de mesures intensives, des coïncidences étroites entre ces augmentations de concentrations et celles de fluor (gazeux ou particulaire), par exemple.

e) Comparaisons des situations selon l'état du Tunnel du Mont Blanc

La réouverture du tunnel du Mont-Blanc s'est faite progressivement et sous un régime d'alternat de circulation des PL (cf annexe I). Les concentrations mesurées en différents points des vallées pendant les différentes phases, avant / pendant / après alternat ont été comparées et permettent, par exemple, de mettre en évidence la contribution des PL aux concentrations en oxydes d'azote aux abords des voies d'accès au tunnel du Mont-Blanc (site "les Bossons" à Chamonix) (cf annexes V et XII). La répartition des niveaux de concentrations au cours de la semaine et leur hausse au fur et à mesure de l'élévation du trafic PL montrent à l'évidence qu'il s'agit là d'un facteur dominant pour l'évolution des concentrations pour ce site de bord de route. Au contraire, cette influence de changement de trafic n'est pas très directement discernable pour les mesures réalisées en centre ville de Chamonix, site pour lequel les émissions dues entre autre aux véhicules légers restent très influentes (cf figure 12).

Toutefois, signalons que durant l'ensemble de ces investigations, les niveaux maxima de NO_2 n'ont jamais atteint $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne horaire aux abords de la Route Blanche. Au contraire, c'est chaque année au centre de Chamonix, et au moment des vacances de Noël ou de Février, que l'on frôle ce seuil, très probablement en liaison avec l'accroissement de la circulation touristique (cf annexe I), dans le contexte de températures froides, comme mentionné plus haut.

Dans la vallée de la Maurienne, la comparaison des cycles hebdomadaires nous amène à conclure, de la même manière, que le trafic routier, et plus encore le trafic PL, gouvernent les concentrations de NO_2 en proximité routière : on voit nettement que, chaque année, c'est en fin de semaine que les teneurs sont les plus basses (cf figure 13 et section g ci-dessous). On note aussi nettement que la qualité de l'air n'a cessé de s'améliorer (pour le NO_2) au fur et à mesure que le nombre de PL diminuait, et de manière tout à fait coordonnée à la diminution de ce flux.

Par conséquent, au voisinage des axes de transit, en Maurienne comme à Chamonix, une partie du dioxyde d'azote est directement liée aux émissions du trafic poids lourds, et relativement proportionnelle à leur nombre. Mais cette forte influence reste cantonnée aux espaces directement à proximité des axes de transit : au-delà de quelques dizaines de mètres, cette influence diminue par

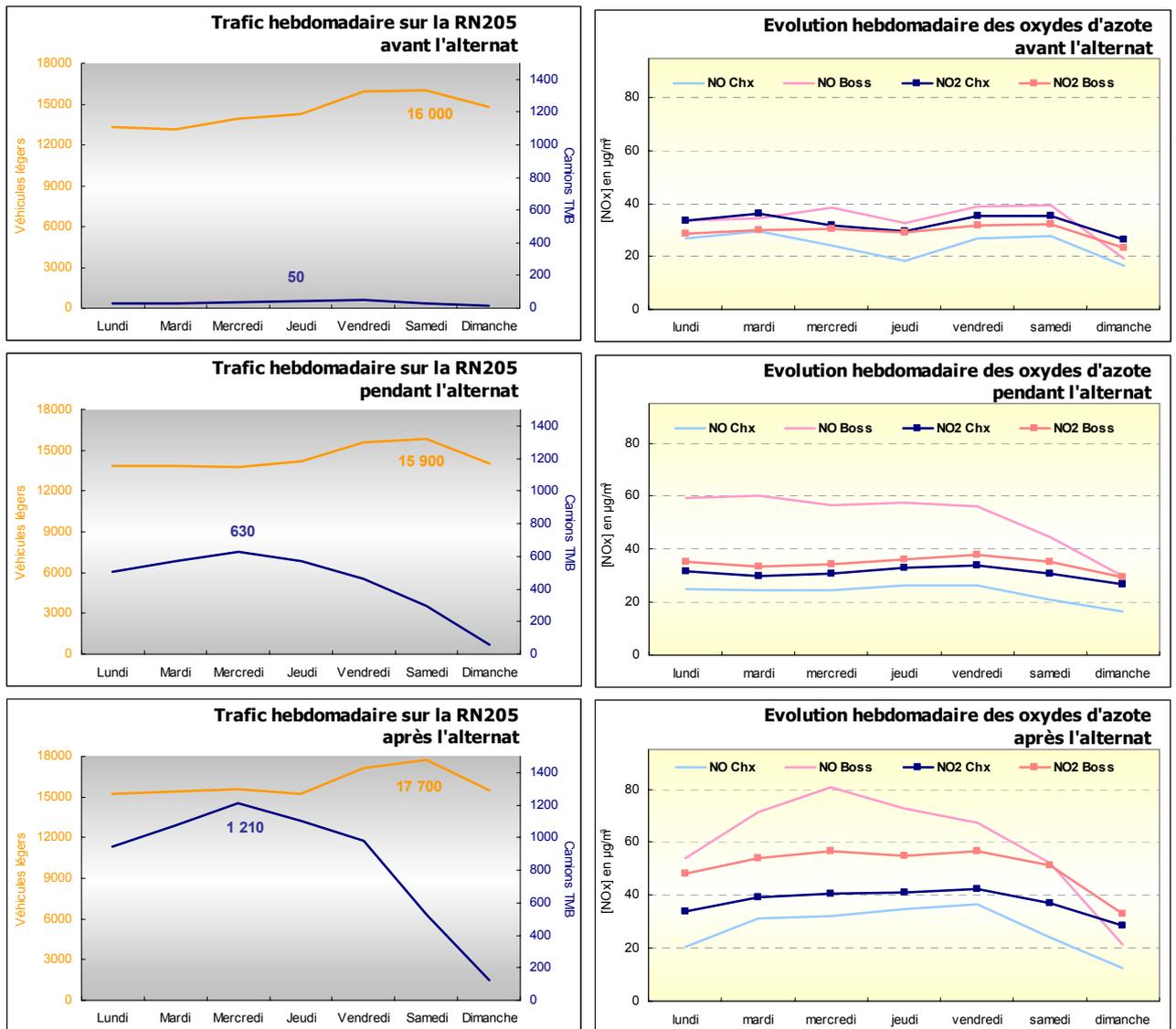


Figure 12 : Evolutions comparées des moyennes journalières sur la semaine des nombres de véhicules et des concentrations de NO et NO₂ pour Chamonix et les Bossons, pendant 3 périodes caractéristiques de l'étude.

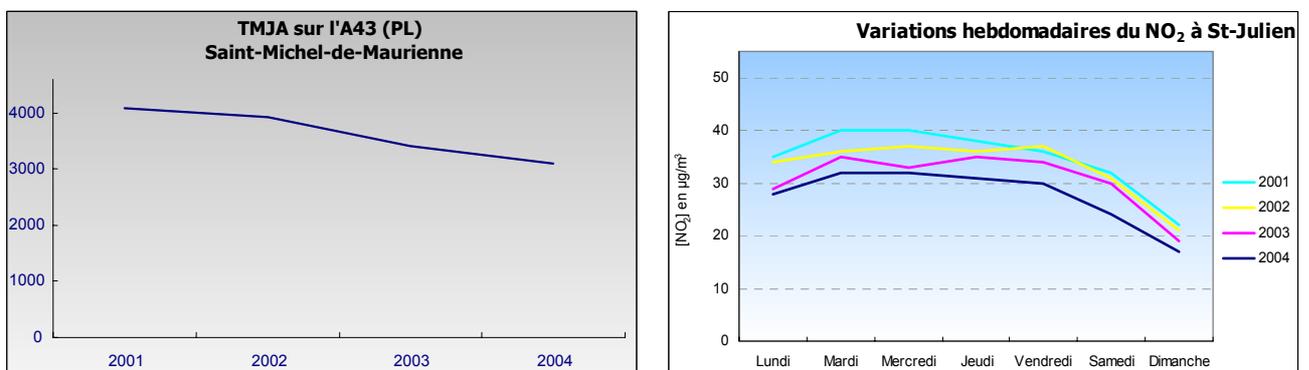


Figure 13 : Evolutions comparées des moyennes journalières annuelles sur la semaine des concentrations de NO₂ pour Saint Julien Mont Denis, entre 2001 et 2004 et du trafic moyen journalier annuel (TMJA) des PL.

dispersion en même temps que d'autres sources (chauffage, industries,...) se font plus présentes. Ainsi, en centre ville de Chamonix ou de St-Jean-de-Maurienne, la preuve formelle d'une

amélioration / dégradation de la qualité de l'air liées à la fermeture / réouverture du TMB n'est pas établie par les évolutions du NO₂, même si, sur le long terme (cf figure 4) une certaine tendance semble s'esquisser.

f) Caractéristiques physiques et chimiques générales des particules PM₁₀

Les PM₁₀ constituent donc dans le cas des vallées l'une des espèces réglementées les plus préoccupantes vis-à-vis des normes actuelles et surtout futures de la qualité de l'air. Il est donc particulièrement intéressant de considérer plus en détail leurs caractéristiques principales tant physiques que chimiques, afin entre autre d'en déduire leurs sources d'émissions principales.

Tout d'abord, les mesures des concentrations chimiques des espèces principales sur des prélèvements réalisés selon les tailles des particules, ainsi que les suivis de nombres de particules par classes de taille (cf annexe VI) indiquent que la fraction fine (PM_{2.5} voire PM_{1.0}) est, plus que sur d'autres localisations du territoire national, dominante en terme de masse dans la constitution des PM₁₀. Même si ces mesures sont relativement ponctuelles dans le temps (réalisées lors des campagnes intensives), elles indiquent une similarité de cette situation pour des sites semi urbains ou ruraux, pour des situations d'été ou d'hiver, et avec une persistance sur l'ensemble des journées de campagnes. D'une part, ces constatations indiquent des processus de formation des PM majoritairement dominés à la fois par des émissions primaires de combustion et par des processus de formation des espèces secondaires par condensation et échanges entre phases gazeuse et phase particulaire, avec une faible part des émissions de type « resuspension de poussière du sol ». D'autre part, cette observation indique aussi que d'éventuelles normes sur les PM_{2.5} seront très probablement plus difficiles à atteindre qu'ailleurs, ou du moins avec des mesures réglementaires différentes. Il serait intéressant de mener des campagnes spécifiques complémentaires de comparaison entre PM_{2.5} et PM₁₀ dans le cadre de ces vallées afin de confirmer ces observations sur des périodes plus longues.

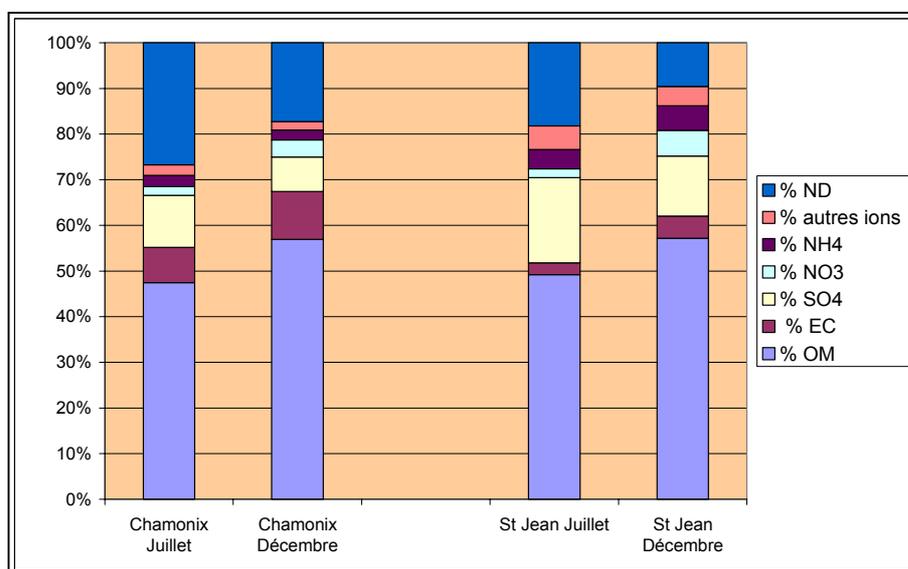


Figure 14 : profils chimiques moyens mensuels des PM₁₀ aux deux sites pour des mois d'hiver et d'été. OM (Organic Matter) = 1,4 * OC (Organic Carbon). EC : carbone élémentaire. Autres ions : calcium, potassium, magnésium. ND : non déterminé.

Cette particularité de taille (résultant de spécificités des sources et des processus de formation) s'accompagne de particularités de composition chimique. On montre que les compositions chimiques moyennes (cf figure 14) sont très largement dominées par la matière carbonée (matière

organique et carbone élémentaire), dans des proportions beaucoup plus larges que sur d'autres sites européens ou d'Amérique du Nord (il n'existe pas d'étude annuelle comparable en France). On verra ci-dessous que cette dominance des espèces carbonées est associée à une large prévalence des sources de combustion. La fraction massique du sulfate est particulièrement faible, même si elle est plus forte à Saint Jean très probablement en liaison avec les émissions industrielles de SO₂ dans cette vallée. La fraction massique du nitrate est elle aussi très faible, mais on doit rappeler que les mesures peuvent souffrir d'artéfacts de prélèvement qui pourraient l'augmenter de quelques pourcents.

On note des évolutions marquées entre les périodes d'été et d'hiver, qui sont liées à la fois à des changements de source d'émissions (plus grand impact des sources de combustion en hiver, indiqué par l'augmentation de la fraction EC), mais aussi à des changements dans les processus atmosphériques (augmentation de la fraction de sulfate en été, en liaison avec l'augmentation des processus d'oxydation), et éventuellement à un plus grand impact des sources extérieures aux vallées (qui peut jouer aussi sur l'augmentation de la fraction massique du sulfate dont l'oxydation atmosphérique demande du temps).

De nombreuses observations complémentaires sont rapportées dans les annexes V (mesures des concentrations des PM₁₀), VI (mesures des composantes chimiques principales), VII (mesures des HAP classiques et de leurs dérivés nitrés et oxygénés), VIII (mesures de composés organiques moléculaires) et XII (mesures de spectres de taille).

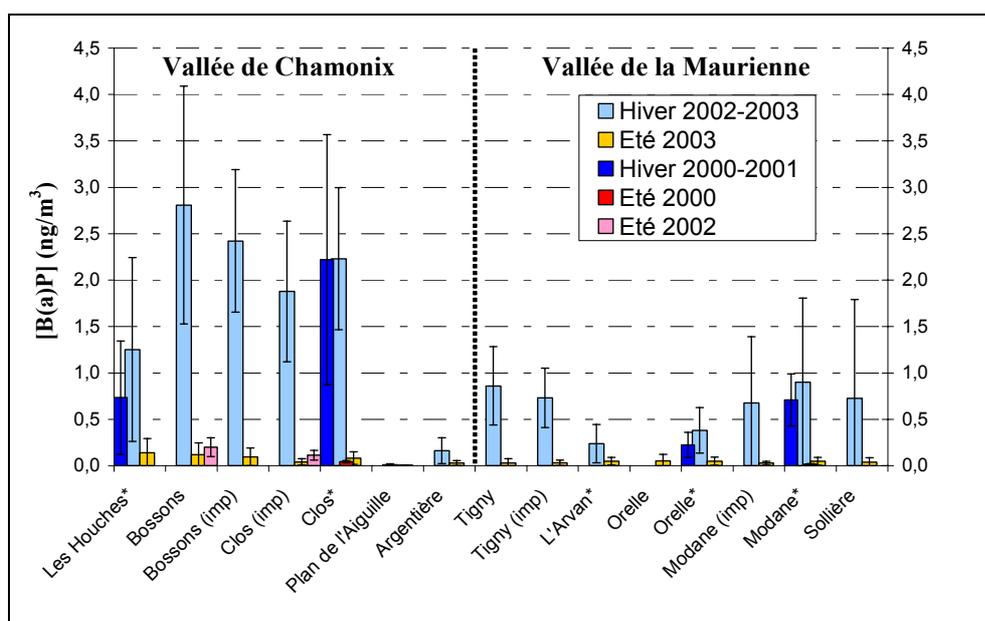


Figure 15 : Concentrations moyennes en B(a)P pour l'ensemble des campagnes de prélèvements.

Dans le cadre des mesures permettant la spéciation moléculaire des espèces organiques, on retiendra cependant ici les travaux ayant trait aux mesures de B(a)P, qui est le HAP (hydrocarbure aromatique polycyclique) de référence en matière de toxicité. On constate (cf figure 15) que, comme pour les concentrations de Σ HAPp (la somme des concentrations des principaux HAP particuliers, cf annexe VII), les niveaux de concentrations sont plus importants en moyenne dans la vallée de Chamonix que dans la vallée de la Maurienne. On note une très grande disparité entre concentrations d'été et d'hiver, et des différences qui peuvent être nettes entre sites urbains et ruraux. On retiendra que les niveaux de concentrations observés sont, en hiver, du même ordre de grandeur que ceux généralement mesurés dans de grandes agglomérations (Londres, etc). Les mesures ne montrent pas d'évolution marquée entre les différentes périodes d'observations intensives réalisées pendant les différentes phases de réouverture du Tunnel du Mont Blanc. Enfin, conformément à la nouvelle directive européenne qui fixe comme valeur cible une concentration annuelle moyenne en B(a)P de 1

ng/m³, les résultats obtenus au cours de ce programme semblent montrer que la vallée de Chamonix pourrait être un site soumis à surveillance pour ce polluant.

g) Détermination des sources des espèces atmosphériques

Il est nécessaire de rappeler ici que, sauf cas relativement exceptionnel (pour les espèces considérées « traceuses de source »), la majorité des espèces chimiques présentes dans l'atmosphère ne provient pas d'une source unique, mais de combinaisons d'émissions depuis des panels de différentes sources. De même, il est nécessaire de rappeler la distinction entre espèces primaires (dont les concentrations atmosphériques résultent d'émissions directes) et espèces secondaires (leur concentrations sont le résultat de processus de production généralement par réactions chimiques atmosphériques à partir d'espèces primaires appelées précurseurs). L'origine, déjà peu évidente à cerner pour les espèces primaires, devient parfois très difficile à identifier pour les espèces secondaires.

L'ozone :

Polluant secondaire, l'ozone mesuré dans les vallées est globalement issu des régions adjacentes. Les émissions des sources locales agissent plutôt comme des puits d'ozone (via la réaction de destruction de O₃ par NO) près des sources, et donc majoritairement pour l'ensemble des sites en fond de vallée. Au contraire, plus loin des sources (et donc plutôt en altitude), on retrouve les concentrations les plus importantes. Les cycles journaliers y sont peu marqués, et les évolutions proches de celles du fond régional. Une fraction des concentrations peut cependant y être produite à partir des émissions d'espèces primaires de fond de vallée, advectées en cours de journées estivales par les brises de versants.

Il ne faut cependant pas négliger la contribution des sources locales de précurseurs que représentent les COV biogéniques : les espaces naturels boisés sont omniprésents sur les versants des deux vallées, et leurs apports estivaux en terpènes et isoprène jouent un rôle non négligeable dans la chimie de l'ozone.

Les oxydes d'azote : le trafic, mais.... :

Dans les deux vallées, le trafic routier est le principal contributeur pour les oxydes d'azote (NO et NO₂), et notamment le trafic PL dont l'influence pour ces espèces est manifestement majoritaire le long des axes. Les variations journalières et hebdomadaires des concentrations de NOx en témoignent (cf figure 17, par exemple). Cette influence reste dominante, bien que décroissant rapidement sur plusieurs dizaines de mètres de part et d'autres des voies d'accès aux tunnels.

Cependant, en Maurienne, les sites industriels peuvent contribuer de manière localisée à la pollution en NOx, de même que le trafic urbain des VL, sans oublier de façon plus marginale le chauffage individuel (cf annexe XVI). En conséquence, dans les zones habitées, il est difficile de déceler quelle est la source prépondérante et c'est plus probablement la conjonction de toutes ces sources qui détermine la qualité de l'air.

A Chamonix, la distinction semble plus claire : nous l'avons dit, l'influence du trafic PL est clairement identifiable en proximité routière, mais dès que l'on s'en éloigne, la part attribuable aux VL, et d'autant plus en période touristique, est très influente, particulièrement au centre-ville. C'est d'ailleurs sur ce site d'investigations que les teneurs maximales en NO₂ sont régulièrement enregistrées, durant les vacances scolaires de Noël ou de Février. Toutefois, signalons que ce dernier point est en train de devenir obsolète, puisque l'augmentation générale du trafic constatée en 2005 sur la RN205 a conduit la situation à se détériorer davantage en proximité routière qu'au centre-ville.

Les PM₁₀ :

On peut facilement mettre en évidence l'existence d'une fraction primaire importante (d'un point de vue massique) des PM₁₀ directement liée à des sources de combustion, via la corrélation entre PM₁₀ et NO et NO₂ (ces deux espèces résultant dans les vallées très majoritairement des combustions d'origine anthropique, cf ci dessus). Ce type de corrélation, particulièrement avec NO, est assez inhabituel et témoigne de situations à dominance forte des sources locales (le temps de vie de NO dans l'atmosphère étant court), avec une influence relativement limitée du fond régional. Ces corrélations avec NO et NO₂ sont encore plus fortes pour EC et OC (cf figure 16), et indiquent donc un lien fort, pour ces espèces participant majoritairement au bilan de masse des PM, avec les combustions internes aux vallées. De même, des fortes corrélations entre les PM₁₀ et les polluants primaires tels que les HAP particuliers, relativement exceptionnelles, témoignent du caractère essentiellement anthropique de l'aérosol. Ces conclusions sont corroborées par la présence d'espèces chimiques caractéristiques de processus d'émission (HAP, phytane, pristane) et également par les profils chimiques de certaines familles organiques (alcanes, acides) qui mettent en évidence une fraction primaire des aérosols directement liés à des sources ou famille de sources identifiables (cf annexe VIII). On montre (ci-dessous) que deux des principales sources (pour les deux vallées sont le trafic poids lourds et la combustion de biomasse (feux de cheminée, etc).

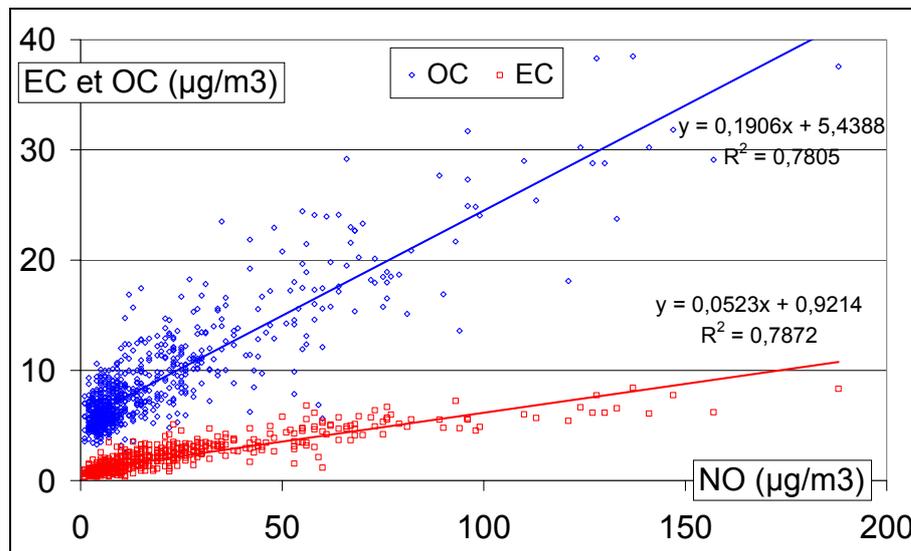


Figure 16 : Concentrations en EC et OC mesurées à Chamonix en fonction de la concentration moyenne en NO.

En été, l'évolution des profils chimiques montre sur l'ensemble des sites instrumentés lors des campagnes l'influence plus grande des émissions biogéniques, mais l'importance de leur contribution est dépendante de la nature du site. L'apport anthropique est toutefois encore prépondérant sur des sites comme le Clos de l'Ours (zone sub urbaine de Chamonix) alors que l'apport biogénique augmente largement pour les sites de la vallée de la Maurienne.

La mise en évidence d'une fraction secondaire est relativement difficile pour les espèces particulières, mais on peut montrer que les processus d'oxydation sont à l'œuvre : importance des dérivés oxygénés et nitrés des HAP (cf annexe VII), des acides organiques à chaîne courte (cf annexe VI) et plus généralement des espèces organiques oxygénées (cf annexe VIII) dans la masse totale de la matière organique en été, sans oublier bien sur la forte augmentation de la fraction massique du sulfate (résultant de l'oxydation du SO₂). Ces espèces ne résultent pas directement d'une source particulière, mais de processus d'oxydation internes aux particules, ou encore de transfert vers la phase particulaire d'espèces organiques gazeuses oxydées. A cette saison, les

apports depuis de zones extérieures aux vallées sont plus importants, mais les concentrations sont généralement très loin des seuils de la réglementation.

Les Composés organiques volatils (COV) :

Les Composés Organiques Volatils peuvent constituer de très bons indicateurs de sources. De plus, ils interviennent directement dans les processus chimiques conduisant à la formation de l’ozone. Les mesures réalisées à la fois lors des campagnes intensives et lors du suivi continu indiquent que les espèces dominantes (benzène, toluène, xylène) sont d’origine anthropique, et que les concentrations des espèces constituant la fraction d’origine biogénique (terpènes, ...) sont relativement faibles, même sur les sites ruraux. Cette dernière fraction augmente en été, mais reste faible comparée aux COV anthropiques. Ces remarques sont valides autant pour les concentrations (ppbC) que pour le potentiel de formation d’ozone (indice MIR, dominé par les contributions du formaldéhyde et des xylènes) (cf annexe X).

A l’inverse, et comme pour les espèces primaires en général, les concentrations des COV anthropiques (en particulier celles du toluène) augmentent en hiver, pour des raisons autant liées à l’intensification des émissions par les sources, à la décroissance de la photochimie limitant les transformations atmosphériques, qu’aux processus de dynamique atmosphérique limitant la dispersion des produits. Les concentrations des espèces secondaires (spécifiquement celles des aldéhydes) augmentent au contraire largement en été, en liaison avec une photochimie plus active. Ces observations très classiques sont aussi complétées par la mise en évidence de cycles diurnes (mesurés lors des campagnes intensives) eux aussi très classiques : concentrations suivant l’évolution de l’activité anthropique et évolution avec la réactivité atmosphérique (cf annexe X).

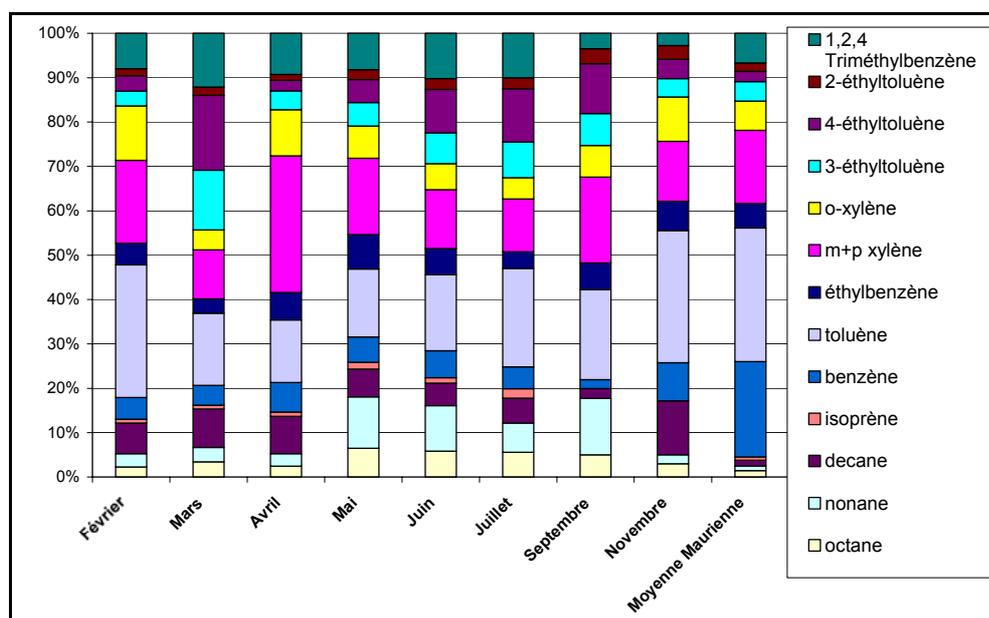


Figure 17 : Profils mensuels moyens des concentrations à Saint-Jean de Maurienne en 2001 et profil statistique de trafic reconstitué d’après les données locales de composition de la flotte et les données d’émission de la littérature.

Les profils chimiques mensuels moyens des différentes espèces de COV mesurées lors du suivi continu sont comparés à des profils statistiques de trafic reconstitués d’après les données locales de composition de la flotte et les données d’émission de la littérature pour les différents types de véhicules (cf figure 17, pour Saint Jean de Maurienne). On montre que les deux types de profils sont très proches, malgré certaines différences et une évolution mensuelles marquée des profils mesurés.

Cette caractéristique est un indice fort de la prédominance de cette source d'émission dans les vallées, par rapport aux autres sources que sont l'industrie ou le chauffage par exemple.

Le trafic poids lourd

On peut tout d'abord montrer qu'il n'est pas possible d'établir une corrélation directe entre le nombre de poids lourds mesuré dans les vallées et les concentrations d'espèces chimiques (comme les NO_x) mesurées aux sites fixes de Chamonix et Saint Jean, espèces dont on sait pourtant qu'elles sont fortement émises par cette source (cf annexe XVI). Ceci résulte du fait que de nombreuses autres variables interviennent dans la modulation des concentrations, avec au premier chef les conditions météorologiques (cf annexe IV).

Cependant, compte tenu de sa longue durée, la campagne de suivi continu est particulièrement adaptée pour tenter une approche statistique de l'évaluation de cet impact, pour laquelle les moyennes deviennent significatives. On peut ainsi tirer parti d'une des grandes caractéristiques du trafic poids lourds (son cycle hebdomadaire très marqué) pour quantifier son impact sur les concentrations atmosphériques de ces différentes espèces chimiques. Les figures suivantes présentent, pour les deux sites d'étude, les évolutions (en pourcentage) entre les dimanches et les journées ouvrées de semaine des nombres de poids lourds et de véhicules légers, ainsi que des concentrations de certaines espèces gazeuses et particulaires. Des distinctions sont faites selon les saisons. On note bien une évolution très nette (-80 et -60 % en moyenne) du nombre de poids lourds le dimanche, quand le nombre de véhicules légers reste assez stable. On note que les concentrations de SO₂ restent elles aussi assez stables, ce qui indique que les sources industrielles et liées au chauffage ne changent pas significativement entre ces deux types de périodes.

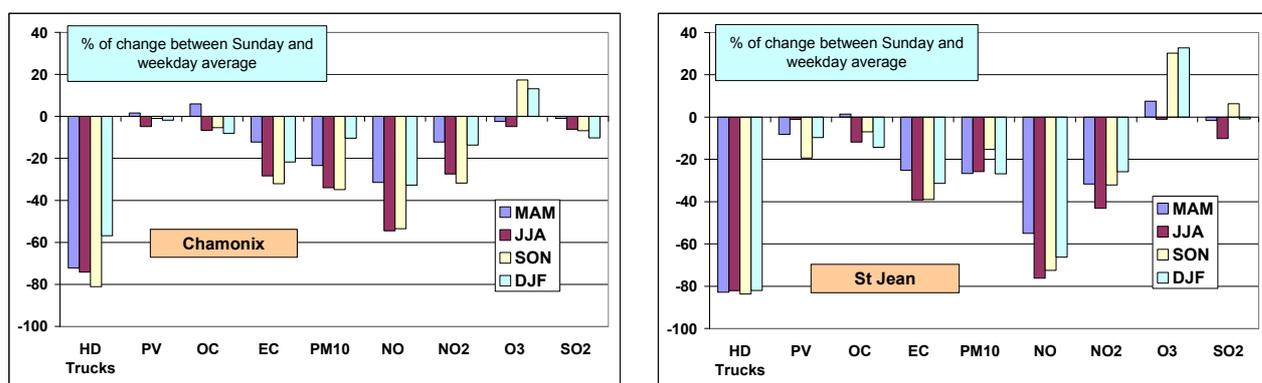


Figure 18 : Différence relative (par saison, Mars Avril Mai, etc) entre les moyennes des valeurs relevées le dimanche et celles relevées les jours de semaine (lundi au vendredi) à Chamonix (à gauche) et Saint Jean de Maurienne (à droite), pour les valeurs de PL (« HD trucks »), VL (« PV »), EC et OC (particulaires), PM₁₀, NO, NO₂, ozone et SO₂.

En résumé, on peut montrer un impact indéniable de la source « trafic poids lourds » pour les sites influencés de bord de route (cf section e), mais qui est aussi sensible pour les sites fixes de référence, Chamonix –centre et Saint Jean de Maurienne. Cet impact n'est pas le même pour toutes les espèces concernées, avec des influence fortes sur NO, NO₂, PM₁₀ et EC, mais relativement faible pour OC, par exemple.

La combustion de biomasse

La combustion du bois (en particulier avec les feux de cheminée) représente un mode de chauffage (principal, d'appoint, ou d'agrément) très présent en vallées, même si les recensements INSEE (qui ne prennent en compte que le mode principal de chauffage) ne permettent pas d'appréhender correctement l'importance de cette source. Il est bien connu dans la littérature

scientifique que ces feux de cheminée constituent une source conséquente de nombreuses espèces chimiques vers l'atmosphère, et en particulier pour les PM avec des facteurs d'émissions (très variables selon l'état et le type de bois, ou encore selon l'équipement concerné) de l'ordre de 10 g de PM_{2.5}/kg de bois brûlé. La chimie de ces particules indique entre autre des proportions importantes d'espèces organiques parmi lesquelles des HAP (cf annexe VII) et des dioxines. Compte tenu des estimations (grossières, fautes de chiffres de consommation précis) qui peuvent être faites des quantités brûlées, cette source est très certainement tout à fait significative pour des espèces comme les PM₁₀ en vallées.

On peut tenter d'en estimer plus précisément l'impact à l'aide de mesures de certaines espèces organiques particulières exclusivement émises par les combustions de bois, car provenant de la pyrolyse de la cellulose. Le tableau 2 présente les concentrations moyennes pour 4 de ces espèces (syringaldéhyde, acétosyringone, coniféryl aldéhyde, et lévoglucosan), mesurées lors de la campagne d'hiver 2003, sur 2 sites par vallée. Ce tableau en donne de plus les rapports d'émission (ng de l'espèce considérée par µg de carbone organique (OC) émis, obtenues dans des expériences modèles en laboratoire), et présente enfin les contributions calculées de la contribution de la combustion des feux de bois à la masse de OC moyenne mesurée sur ces sites lors de cette campagne. Compte tenu des incertitudes sur les mesures et sur les rapports modèles, les estimations évoluent entre 20 et 80 %, et une moyenne à 25 %, variable selon les sites (urbains ou ruraux) obtenue avec le lévoglucosan (le traceur le plus fiable) est probablement réaliste. En prenant en compte un facteur de 1,6 pour passer de la concentration de carbone à celle de la matière organique et un facteur de 1,1 pour tenir compte des autres espèces (carbone élémentaire, potassium, métaux, ...) présentes dans les émissions (rapports moyens dans la littérature), on obtient une fraction moyenne (sur la semaine de mesure et sur ces sites) de l'ordre de 10 (à Orelle) à 30 % (aux Houches) des PM₁₀ due aux feux de bois ; elle est de 20 % au Clos et de 27 % à Modane. **Ces chiffres indicatifs demanderaient des compléments d'études, mais sont tout à fait significatifs par rapport aux concentrations des PM₁₀ mesurées, et sont à prendre en compte pour d'éventuelles réglementations des sources d'émissions en période de risque de dépassement de seuil.** Cette source est aussi bien sûr à prendre en compte pour d'autres espèces chimiques que celles portées par les PM₁₀. Dans la phase gazeuse, par exemple, les émissions de méthane, d'aldéhydes (formaldéhyde, glyoxal, ...), d'aromatiques (benzène, toluène, naphthalène, ..) sont aussi émises par les feux de bois en quantités importantes (Schauer et al., 2001)

	Syringaldéhyde	Acétosyringone	Coniféryl aldéhyde	Levoglucosan
Concentrations moyennes mesurées				
Le Clos (n=19)	123	71	25.7	492
Les Houches (n=14)	70	34.8	27.4	360
Modane (n=13)	21.8	20.1	17.6	224
Orelle (n=14)	14.4	10.1	8.7	144
Rapport modèle (ng/µg OC)	12	8	12	200
Contribution de la combustion du bois à OC (%)				
Le Clos	86,1	74,6	18,0	20,7
Les Houches	76,8	57,2	30,0	23,7
Modane	27,5	38,1	22,2	17,0
Orelle	42,9	45,1	25,9	25,7

Tableau 2 : estimation de la contribution des feux de bois aux concentrations de OC sur différents sites pour l'hiver 2003. Les rapports modèles proviennent de Fine et al. (2001) et Schauer et al. (2001).

Enfin, il ne faut pas oublier que les pratiques d'écobuage et plus généralement de brûlage de déchets produisent, de la même façon que les feux de cheminée, de grandes quantités des différentes espèces chimiques citées ci-dessus. Sans qu'on soit pour l'instant à même de quantifier cette source, des mesures d'espèces traceurs réalisées pendant la campagne de suivi continu (en particulier les mesures de potassium soluble, K^+ , pour lequel ce sont des sources principales) en indiquent un impact certain sur les concentrations de PM_{10} dans les deux vallées tout au long de l'année.

h) Evolution tridimensionnelle des concentrations

Plusieurs moyens d'investigation ont été mis en œuvre afin d'évaluer la dispersion des espèces atmosphériques dans l'espace des vallées (instrumentation des cabines de téléphériques (cf annexe IX), mesures sous ballon captif (cf annexe IV), mesures DOAS et LIDAR (annexes XI et XII), et ULM instrumenté (annexe XII)). Compte tenu de sa faible vitesse de déplacement et de la charge utile intéressante qu'il peut transporter, l'ULM est bien adapté à la mesure 3D dans des vallées encaissées. Le programme POVA a été l'occasion du financement d'une grosse part de la finalisation d'une instrumentation embarquée sur ULM (cf annexe XII).

Les mesures aéroportées par ULM, couplées aux observations par télédétection (entre autre celles effectuées par LIDAR), apportent un éclairage complémentaire aux mesures sol. Des plans de vols adaptés à la saison et à chaque vallée ont permis notamment de caractériser la stratification de l'atmosphère. En hiver, une couche de mélange, très stable, de 50 à 150m d'épaisseur, piège les polluants au niveau du sol dans la vallée de Chamonix. Cela se traduit par de fortes concentrations de polluants primaires (NO_x) au niveau du sol, avec une décroissance très rapide en altitude. L'ozone est titré dans cette zone sous inversion, mais atteint rapidement les valeurs stables de la troposphère libre au dessus (cf figure 19). Durant l'après midi, on observe une élévation progressive de la hauteur de cette couche au sol, avec une homogénéisation des concentrations. En Maurienne, le même phénomène est constaté mais avec une épaisseur supérieure, de l'ordre de 700m lors de son expansion maximale.

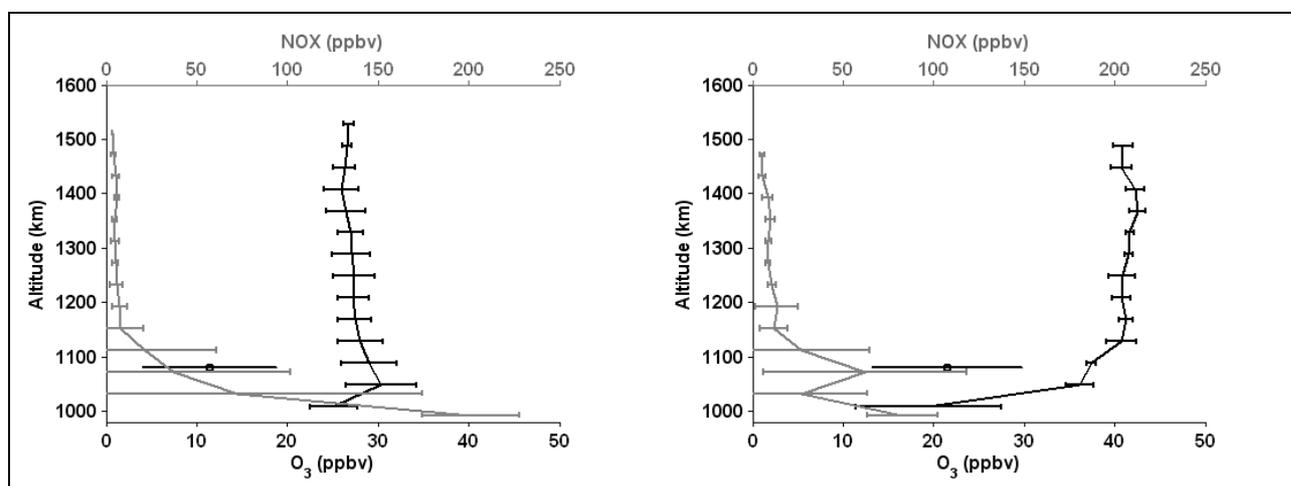


Figure 19 : profils verticaux hivernaux d' O_3 (en foncé) et de NO_x (en clair) (matin et après midi) à Chamonix.

En été, la convection par le puissant rayonnement solaire, tend à largement amoindrir la forte stabilité de ces couches, qui n'existent plus en cours de journée : sur plus de 3 km d'épaisseur, l'atmosphère est finalement plutôt neutre en conditions estivales. La répartition altitudinale et temporelle des NO_x est ainsi beaucoup plus homogène qu'en hiver, hormis au voisinage immédiat des sources, tandis que l'ozone montre des maxima vers 1500 puis 2500m d'altitude l'après-midi (cf figure 20).

En plus de ces polluants habituels, des prélèvements de CO et C_3H_8 (propane) par flacon ont

été pratiqués durant certains vols. Si le maximum est relevé à proximité du sol, des concentrations importantes ont pu être observés certains jours, piégées dans cette couche supérieure, aux environ de 2000-2500m.

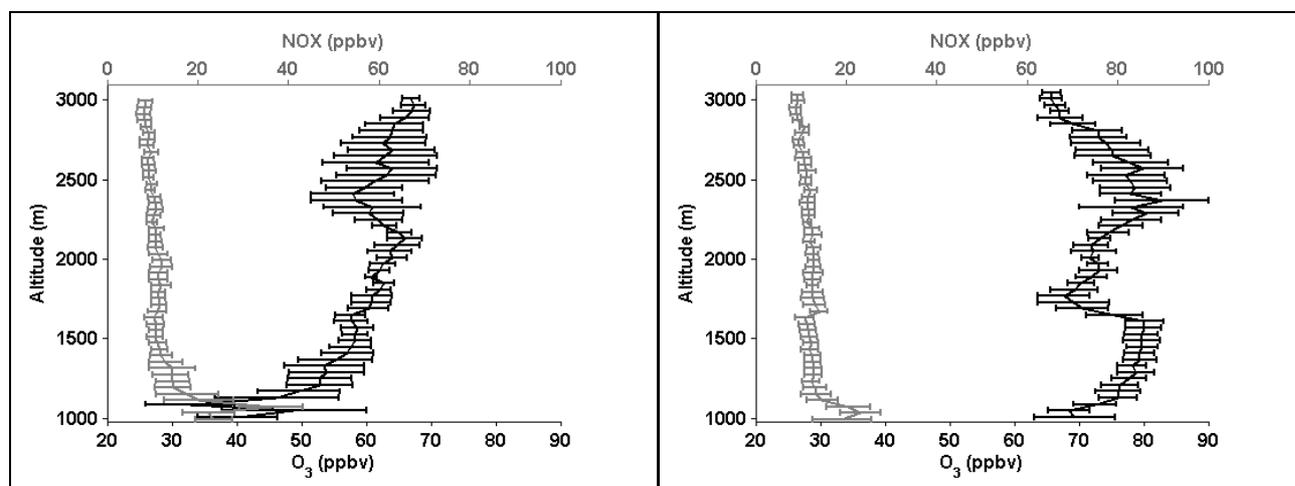


Figure 20 : Profils verticaux estivaux d'O₃ (en foncé) et de NO_x (en clair) (matin et après midi) à Chamonix

L'ensemble des données générées lors de ces vols reste à exploiter plus finement, en particulier en appui de la modélisation 3D (cf section X).

i) Evolution temporelle à moyen terme des espèces réglementées critiques

Pour les 2 polluants "critiques" mesurés en proximité routière, les tendances évoquées se poursuivent (cf section e). De manière assez claire, la situation dans la vallée de Chamonix (pour le site de bord de route) se dégrade en NO₂ au fur et à mesure de l'augmentation du trafic PL : en 2004 et 2005, l'objectif de qualité n'est pas respecté pour ce site, et cela pourrait conduire à brève échéance à un non respect de la valeur limite (48 µg/m³ en 2006). Dans le même temps, la situation se stabilise à l'amélioration en Maurienne (site de Saint Julien) (cf figure 21).

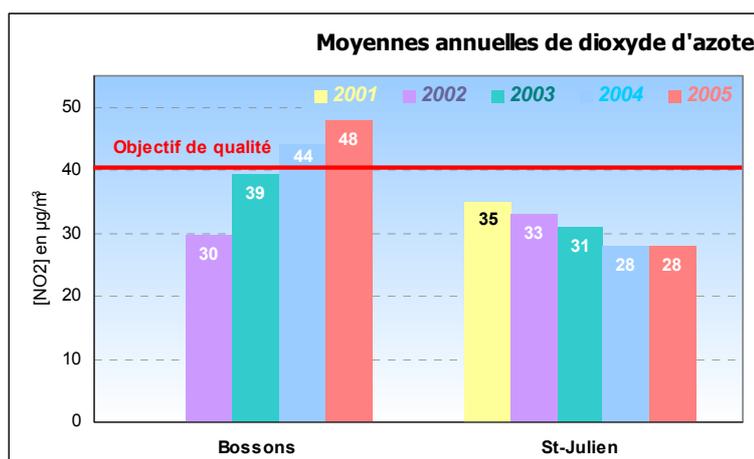


Figure 21 : évolution des moyennes annuelles des concentrations de NO_x pour les sites de bord de route, entre 2001 et 2005.

Pour les PM₁₀ (cf figure 22), l'influence de sources diverses se traduit par des niveaux en fluctuation légère qui devraient continuer à respecter l'objectif de qualité de 30 µg/m³ en moyenne annuelle. Mais si les niveaux prévus par la réglementation en 2010 devaient entrer en vigueur, on peut estimer que la valeur limite (20 µg/m³ en moyenne annuelle) a toutes les chances d'être

dépassée sur les sites de mesures permanents de l'AIR APS dans ces vallées (sauf peut-être à St-Jean de Maurienne).

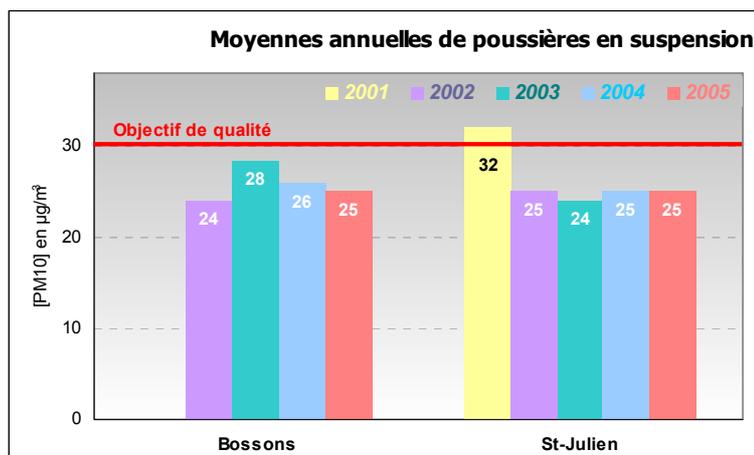


Figure 22 : évolution des moyennes annuelles des concentrations de PM₁₀ pour les sites de bord de route, entre 2001 et 2005.

i) Synthèse

Les vallées alpines montrent des singularités fortes : l'encaissement qui limite la dispersion, la météorologie locale, la concentration des sources d'émission en fond de vallées sont autant de facteurs qui affectent significativement les processus physico-chimiques et, de fait, la qualité de l'air. Celle-ci est tributaire de sources variées, dont les influences se font sentir de manière très forte à proximité de leur lieu de production. Cette caractéristique est particulièrement évidente à Chamonix, et en hiver, où l'on a pu constater une grande hétérogénéité des niveaux de pollution pour différentes espèces. Ces paramètres, s'ils restent valables, sont légèrement atténués dans la vallée de la Maurienne, plus longue, plus large et connectée à des vallées annexes.

Il n'en demeure pas moins que ces 2 vallées constituent des cas typiques où des processus particuliers se déroulent : en cela, ce sont des terrains de recherche très différents des centres urbains avec lesquels ils possèdent finalement peu de points communs.

Une des sources principales pour de nombreuses espèces primaires (telles les NO_x) ou quasi primaire (telles les PM₁₀) est bien sur le trafic routier, et en particulier le trafic poids lourds. Mais son implication se fait sentir, à des degrés divers selon les sites de mesure, les situations météorologiques, et les espèces chimiques considérées et à ce titre, il est abusif de parler de « pollution des vallées par le trafic ». De plus, il ne faut pas oublier que les différentes combustions de biomasse (feux de cheminées, écobuage, ...) représentent elles aussi des sources très importantes, en particulier pour les espèces particulières. L'impact des sources industrielles est plus difficile à cerner en Maurienne, mais il est indéniable pour ce qui est du SO₂ et de traceurs spécifiques comme le fluor ou certaines amines.

Si les niveaux de concentration des espèces réglementées (et spécifiquement les PM₁₀) restent généralement pour l'instant dans les limites des normes, les évolutions à moyen terme semblent préoccupantes, en particulier au regard d'évolutions possibles des seuils réglementaires.

2. Résultats de la modélisation

L'ensemble de ces résultats obtenus lors des campagnes de mesures fourni déjà un corpus important pour comprendre les processus prenant place dans les vallées. Mais seule la mise en place

d'une modélisation fournissant des résultats réalistes permet de globaliser ces observations et de proposer des études de scénarios du futur. Avant de décrire plus en détails les résultats obtenus grâce au système de modèles, il est proposé une série de commentaires sur cette mise en place dans le cadre spécifique du programme.

a) Les difficultés particulières aux vallées traitées dans POVA

Les difficultés de modélisation particulières au programme POVA tiennent au relief très marqué avec des pentes fortes (30% en moyenne), aux largeurs en fond de vallées inférieures au kilomètre, ou encore aux longueurs de vallées relativement faibles (20 à 80 km). La variabilité de la nature et de l'occupation du sol est aussi très grande, typiquement à l'échelle hectométrique.

Ces caractéristiques sont à l'origine de régimes de vent complètement tri dimensionnels, avec la canalisation par les reliefs principalement dans la vallée principale mais aussi secondairement par les vallées affluents. On peut citer par exemple la Mer de Glace qui influence directement les flux d'air sur un bon quart de la longueur de la vallée de Chamonix. De manière plus indirecte mais tout aussi déterminante, le relief interagit avec les processus thermiques pour :

- générer les vents de pente anabatiques le matin et catabatiques le soir, vents (sur des couches de 20 à 80 mètres d'épaisseur) qui dominent, à certaines heures de la journée, les échanges verticaux,
- produire une balance du vent de vallée qui remonte la vallée en journée et la descend la nuit sur des épaisseurs 200 à 1000 m (cf figure 25), avec des vitesses pouvant atteindre 10 m/s, ce qui génèrent donc des flux importants, en particulier entre la vallée elle-même et l'extérieur,
- modifier l'évolution (croissance-décroissance) de la couche convective mélangée en cours de journée, à travers laquelle se fait l'essentiel des transferts verticaux.

Ces mécanismes génèrent une météorologie locale particulière qui se combine à une météorologie régionale, avec une forte variabilité des parts relatives de l'une et l'autre. Pour tenir compte de ces spécificités, le maillage utilisé par le modèle est construit en suivant le terrain avec des mailles plus fines (30 m) près du sol. Pour chaque vallée, le domaine correspondant au territoire étudié s'étend au delà des crêtes limitant la vallée et intègre l'essentiel des principaux vallons affluents.

Les émissions d'espèces chimiques ne présentent pas de réelles spécificités particulières ; elles sont dominées par les émissions de fond de vallée, entre autres le trafic qui se concentre sur la voirie principale de fond de vallée. Contribution importante d'un trafic poids lourd international et fortes pentes sont cependant des particularités à prendre en compte dans les cadastres d'émission.

La difficulté vient du croisement entre les émissions, la dynamique de transport, et le mélange par le vent. Celui-ci varie fortement d'un endroit à l'autre de la vallée et d'une heure à l'autre, ce qui nécessite un cadastre d'émission détaillé dans sa distribution en espace, ainsi qu'en temps au cours de la journée. La dynamique atmosphérique va aussi produire dans certaines conditions et à certaines heures d'intenses mélanges verticaux, et il est donc nécessaire de tenir compte d'un fond régional de concentrations de polluants avec une bonne représentation de sa distribution verticale par rapport aux altitudes des reliefs et de la description de son évolution au cours du temps.

b) L'intérêt particulier des sites POVA

Les vallées de Chamonix et de Maurienne sont de bons prototypes des vallées alpines : vallées glaciaires encaissées, succession de tronçons de pente relativement faible séparés par des verrous, altitude élevée du bassin amont, route transfrontalière avec un important trafic de poids lourds, urbanisation en fond de vallée, industrialisation faible ou très localisée.

Si les deux vallées considérées partagent ces caractères, elles présentent aussi des différences en terme de longueur (la Maurienne est 4 à 5 fois plus longue que la vallée de Chamonix) et donc de

surface soumise au forçage radiatif du soleil. Voisines, elles sont soumises au même forçage de la météorologie synoptique mais peuvent réagir différemment, en particulier du fait de leur orientation.

La taille réduite de la vallée de Chamonix en fait un prototype particulièrement intéressant : possibilité de modéliser avec une résolution fine, orientation SW-NE quasi constante, effets de vallée affluente dominée essentiellement par la Mer de Glace, absence d'émission de type industriel, trafic routier poids lourds sur la seule partie aval de la vallée.

c) Un choix approprié de modèles

L'imbrication de domaines pour le calcul de la dynamique et la chimie a été voulue comme minimale (cf figure 3). Néanmoins, une première phase de tests portant sur les échelles d'espace a montré que les 4 à 5 niveaux de modélisation retenus sont indispensables. Ceci correspond à la prise en compte progressive des effets de relief au fur et à mesure que l'on focalise sur un territoire plus petit : les échanges verticaux liés aux pentes et aux processus thermiques jouent un rôle de plus en plus grand. La progressivité du raffinement de maillage est aussi indispensable à la résolution mathématique des équations (équations aux dérivées partielles) dont les conditions aux limites doivent être bien posées via des zones de recouvrement, pour que le calcul de solutions stables soit possible.

La bonne imbrication de domaines permet aussi de rendre les solutions rapidement indépendantes des conditions initiales, au moins pour le domaine central. Le forçage aux limites crée la dynamique nécessaire pour atteindre rapidement (2 à 6 heures de temps réel) les solutions réalistes, au moins dans les situations estivales. En hiver, la dynamique est plus faible, avec des découplages verticaux pouvant se prolonger sur plusieurs journées, amenant donc une dépendance plus forte aux spécifications des champs initiaux.

d) Une chaîne de modèles compatible avec les impératifs d'implantation et des développements futurs

La chaîne de modèles a été construite à partir d'éléments existants, solveurs dynamiques (ARPS et MM5), solveurs photochimiques (TAPOM et CHIMERE) qui ont déjà fait leurs preuves, au moins pour des terrains moins accidentés. Ces codes de calcul sont supportés par de larges communautés scientifiques internationales, ils sont donc fondés sur une description pertinente des mécanismes et de leurs interactions, validés sur différentes campagnes de terrain, maintenus et améliorés. Ils utilisent les méthodes numériques de discrétisation les plus appropriées. Le choix des codes a été également guidé par des considérations pratiques d'implantation et de maintenance d'une version unique de la chaîne de calcul sur des machines de calcul de performances très diverses en fonction des utilisations : du PC de l'exploitant de réseau (le transfert vers ce type d'utilisateurs étant un des objectifs ultimes de POVA) au supercalculateur de l'IDRIS (pour une exploitation plus scientifique de la chaîne de modèles mis en place). Les détails de la mise en place de cette chaîne de modèles sont donnés dans l'annexe XVII.

e) Le cadastre d'émission : un élément essentiel de la chaîne de modèles

Les cadastres d'émission sont un élément essentiel de la chaîne de modèles. Dans notre cas, ils combinent une démarche « bottom-up » d'agrégation de données élémentaires (habitants, activité, véhicules,..) à une démarche top-down de désagrégation (mensuelle, journalière, horaire). Compte tenu de la variabilité en cours de journée des vents et des capacités de mélange, cette dernière désagrégation joue un grand rôle et ne peut être corrigée par rapport à la réalité d'une journée particulière que très partiellement, dans notre cas essentiellement sur le seul trafic et avec des comptages représentatifs d'un ou deux axes seulement.

Le travail conjoint entre modélisation et élaboration du cadastre a permis d'assurer le bon transfert des activités en flux d'espèces chimiques émises, à la fois dans leur distribution spatiale et

en spéciation chimique. La nature socio économique des données de base, leur évolutivité, ou encore la capacité à la compléter ont conduit à concevoir cette partie de chaîne de modélisation (cadastre et couplage à la photochimie) de manière à pouvoir intégrer les révisions ultérieures.

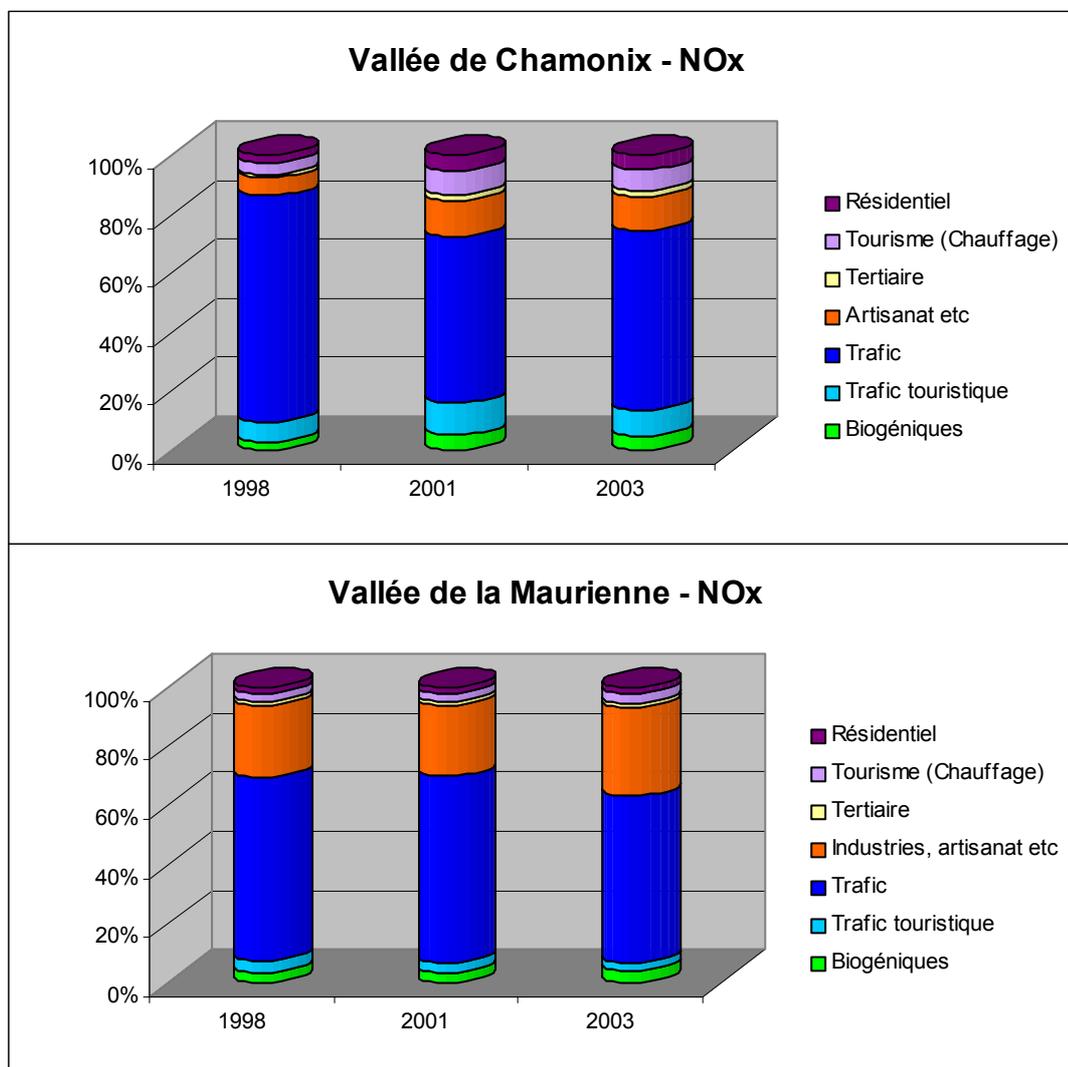


Figure 24 : évolution, pour chacune des vallées et par type d'émetteur, de la fraction des émissions totales de NOx pour les 3 années de référence.

L'élaboration des cadastres pour les années de référence 1998, 2001 et 2003 est décrite en détail, avec les résultats associés, dans l'annexe XVI. La très grande richesse de l'information contenue dans ces cadastres, à la fois en terme de localisation, d'attribution à des sources précises, et d'évolution entre les années de référence pour les émissions de différentes espèces chimiques, ne saurait être synthétisée en quelques phrases. On ne montrera donc ici qu'un exemple concernant les oxydes d'azote, avec l'évolution pour chacune des vallées de la fraction par type d'émetteur des émissions totales pour les 3 années de référence (cf figure 24). En gardant à l'esprit que ces émissions sont de l'ordre de 6500 t/an en Maurienne mais « seulement » de 770 t/an en vallée de Chamonix (chiffres de 1998), on note des différences assez marquées entre les deux vallées, avec un impact largement supérieur en Maurienne des émissions dues à l'industrie et, *a contrario*, une part plus faible due au tourisme (trafic et chauffage). Les évolutions sont relativement peu marquées en Maurienne entre les années de référence, ce qui met en lumière l'impact des réductions d'émissions par le trafic poids lourds dues à l'évolution du parc en liaison avec les normes européennes, malgré une augmentation du nombre de km (de 181 à 256 millions de km entre 1998 et 2001). A l'inverse,

cette décroissance de la part des émissions de NO_x due au trafic (PL + VL, hors tourisme) est marquée à Chamonix sur la même période.

f) Le fonctionnement du modèle et sa validation

Les résultats du modèle sont en bonne adéquation avec les observations lorsque l'on reste dans le cadre donné à la modélisation, c'est à dire en ne considérant que des situations sans précipitations. Ceci ne constitue cependant pas une limitation par rapport aux objectifs du programme, ces situations étant, de fait, les plus propices aux niveaux significatifs de pollution (cf section b de la partie Mesures). Les comparaisons détaillées ont été faites sur l'ensemble des périodes d'observation (i.e. les semaines complètes lors des campagnes intensives) et non pas simplement sur une journée. Ceci permet d'observer que le modèle n'introduit pas de dérive au cours des journées successives.

On montre que les éléments de dynamique particuliers aux vallées sont bien décrits en été : heure de retournement de vent dans la vallée et force du vent (au sol et en altitude), épaisseur de la couche convective mélangée, avec son évolution en cours de journée, évolution de la température au niveau du sol (cf figure 25). Par contre, un écart significatif s'observe sur l'humidité au sol, sans que cela n'ait toutefois de conséquences significatives sur le bilan énergétique puisque la température est correctement reproduite et qu'aucune dérive ne s'observe sur plusieurs jours, comme ce devrait être le cas en cas d'une mauvaise initialisation de l'humidité. Cet écart peut provenir de la représentativité de la mesure au sol (végétation au voisinage des points de mesure ?), ou encore du modèle, nécessairement très simplifié, d'échange et stockage d'humidité entre sol et atmosphère, alors que ce sol est très hétérogène.

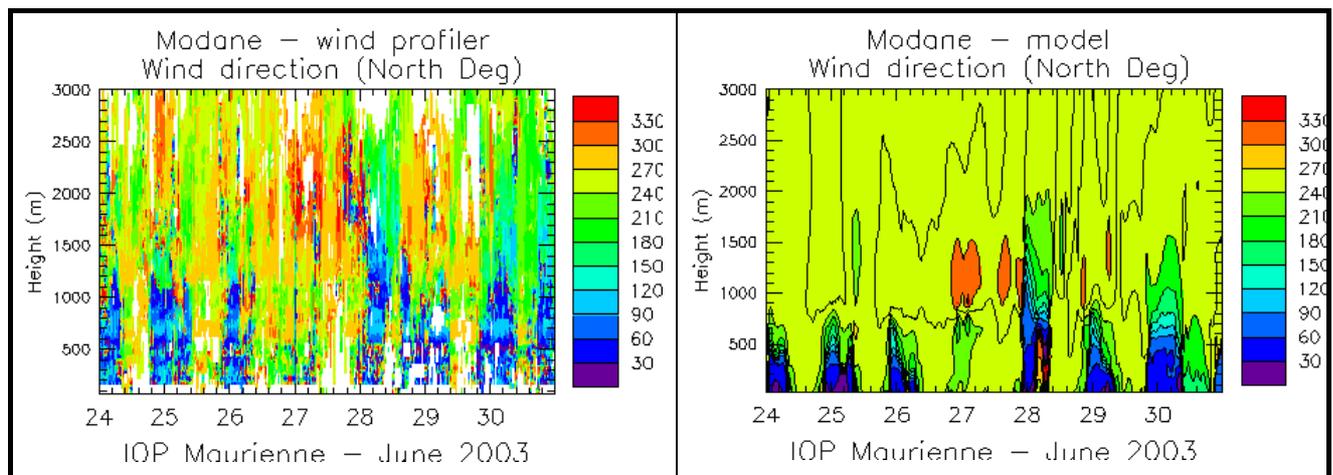


Figure 25 : direction du vent mesurées par le profileur de vent (à gauche) et comparées aux résultats du modèle (à droite) pendant la campagne estivale 2003 dans la vallée de la Maurienne.

En hiver, l'occurrence de quelques précipitations mais aussi la quasi absence de signal exploitable sur le profileur de vent pour les couches très près du sol (les premiers 150 m, en moyenne) rendent la campagne de mesure 2003 plus difficilement exploitable. Les tendances générales de production d'écoulement lent, stablement stratifié essentiellement amont-aval le long de la vallée sont bien reproduits avec cependant des écarts plus significatifs par rapport aux mesures. Ces écarts sont dus à :

- une taille de maille au sol (30 m) retenue pour des raisons de faisabilité de calcul mais plutôt grande pour décrire un écoulement stable à proximité du sol en hiver,
- une plus grande *mémoire* et donc une dépendance par rapport aux conditions initiales du fait de la faible intensité des mélanges verticaux et des transports le long de la vallée,
- une description très schématique de la couverture du sol par la neige (modèle de sol et

surface effectivement enneigée pendant les campagnes).

En ce qui concerne la chimie, les mesures des stations au sol montrent une bonne évaluation de l'ozone, alors même que son évolution en fond de vallée combine le matin un effet dynamique de mélange avec le fond d'altitude et en soirée un effet chimique de titration par le NO (cf figure 26). Les mécanismes photochimiques et l'imbrication dans la photochimie à grande échelle sont donc bien représentés par le modèle. Quant à eux, les polluants primaires modélisés ont les niveaux et les tendances générales des valeurs mesurées, mais des écarts sensibles existent cependant, en particulier en ce qui concerne la distribution en fonction de l'heure de la journée. Ces écarts sont très probablement en partie à attribuer aux incertitudes du cadastre d'émission dans sa distribution horaire. Ces décalages sont plus particulièrement sensibles puisqu'il s'agit de représenter de véritables journées qui peuvent accidentellement s'écarter notablement d'une journée type. La modélisation relativement correcte des évolutions des espèces primaires est cependant indirectement validée à travers leurs interactions, comme évoqué ci dessus à propos du NO détruisant l'O₃ en soirée.

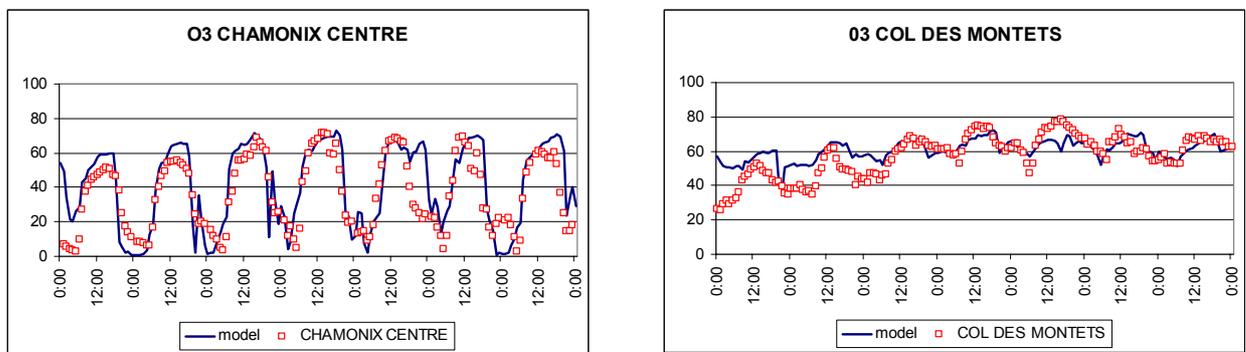


Figure 26 : Mesures de l'O₃ aux stations de Chamonix (fond de vallée) et Col des Montets (site d'altitude d'amont de vallée) comparées aux résultats du modèle (ppbV); du 05 Juillet 2003 au 11 Juillet 2003, TU, (POI été 2003).

La spéciation des COV est évaluée plus globalement à l'échelle de la semaine du fait des mesures et aussi de variations non expliquées du résultat du calcul. Ces derniers résultats montrent cependant une bonne correspondance générale avec les mesures. Les différentes espèces, même à concentrations très faibles, restent dans les bons ordres de grandeur et sont sensibles aux processus pris en compte dans le calcul.

Au final, et même si comme pour toute validation celle-ci n'a porté que sur des campagnes de mesures restreintes par nature, on peut conclure à la pertinence de la chaîne de calcul, à sa bonne sensibilité aux processus majeurs, au fait qu'elle est capable de reproduire correctement la distribution spatiale et temporelle des polluants secondaires (O₃) et, avec une erreur plus grande, les polluants primaires (NO, ..). La résolution utilisée (300 m Chamonix, 1000m Maurienne) est donc appropriée et suffisante. Cela dit, la modélisation des PM₁₀, restée pour sa part au stade relativement préliminaire de modélisation par traceur passif avec un cadastre dont on sait qu'il est à améliorer, ne peut être considérée comme quantitativement validée quant aux valeurs des concentrations calculées.

g) Les processus généraux mis en évidence par la chaîne de modèles

L'analyse doit distinguer l'été et l'hiver. En été, la modélisation a permis de constater l'effet des vents de pente anabatiques et catabatiques dont l'extension reste cependant limitée. Par contre, les retournements bi quotidiens de vents de vallée sont spectaculaires et ces vents drainent des flux d'air importants qui vont monter ou descendre la vallée. L'évolution d'épaisseur de la couche mélangée en cours de journée homogénéise verticalement les concentrations tout en les diluant au

sol. Plus important encore est le mécanisme qui va mettre en communication la vallée avec le fond régional et provoquer la descente de ce fond (avec entraînement d’ozone en particulier) jusqu’au fond de vallée. On a ainsi un double basculement, longitudinal par les vents de vallée et vertical par mélange convectif, ce dernier étant le plus déterminant quant à l’évolution de la qualité de l’air. Les effets locaux sont significatifs à certaines heures de la journée (avec comme bons exemples ceux de la Mer de Glace et du verrou d’Argentière dans la vallée de Chamonix), mais finalement limités en extension longitudinale de la vallée (moins de 2 km dans ces cas d’espèce). Dans des cas particuliers, des vallées affluentes peuvent induire une dérive systématique des processus dans la vallée principale : encore une fois, la Mer de Glace, avec un flux toujours amont / aval.

Les augmentations de concentrations d’ozone à l’intérieur des vallées sont très majoritairement, voir exclusivement, issues de celles du fond régional. Les émissions locales induisent plutôt un comportement globalement consommateur d’ozone sur l’ensemble des vallées. En sus de l’observation directe des résultats via les niveaux de concentration du modèle, des indicateurs spécifiques confirment ces intrusions d’ozone régional et la situation de consommation.

En hiver, les vents descendant dominant et, même faibles, transportent les polluants vers l’aval. La dispersion étant faible, les polluants primaires émis par le trafic tendent donc à rester le long des voies principales en fond de vallée. La stabilité de l’atmosphère limite considérablement les échanges verticaux, la vallée peut se découpler de l’atmosphère régionale pendant plusieurs journées.

La modélisation simultanée de ces deux vallées voisines mais présentant des différences notables en configuration topographique et surtout en développement de superficie, en particulier dans leur partie amont, a permis de constater la robustesse de la modélisation qui s’adapte aussi bien aux deux sites. En Maurienne, l’augmentation à 1 km de la taille de maille reste acceptable, bien que sous-résolvant certains passages au moins aussi étroits que ceux rencontrés dans la vallée de Chamonix, mais sur des longueurs relativement courtes. Le fait de résoudre correctement la totalité de la superficie de la vallée, en particulier pour la Maurienne avec son large bassin amont, est l’élément déterminant dans la reproduction des vents d’été.

3. Résultats des scénarios

Une utilité majeure de la modélisation est de pouvoir s’affranchir de la réalité à laquelle est limitée l’observation pour produire une *réalité virtuelle* sur la base d’hypothèses quant à l’évolution du milieu naturel ou des intrants anthropiques. Une première étape est cependant de déterminer des situations météorologiques types afin de pouvoir calculer l’impact de ces changements fictifs des émissions sur ces base réelles de données météorologiques.

a) Les situations météorologiques

Une classification des types de temps a donc été faite, basée sur 4 années (2001 à 2004) de mesures de la qualité de l’air aux stations du réseau, avec les données météorologiques associées (données sol et radiosondage de l’aéroport de Lyon). Il a finalement été possible de dégager 5 classes de type de temps représentatives d’une année dans ces vallées alpines (cf tableau 3), en se basant sur des définitions strictes des critères associés. Un épisode pouvant être vu comme appartenant à plusieurs classes, on évalue d’abord si son régime est piloté par une dynamique locale à la vallée avant d’envisager une classification par rapport à une orientation des vents d’altitude. Ces 5 classes représentent l’essentiel des situations rencontrées en vallées : le taux de journées indéterminées est de 4% alors que le taux de journées avec données absentes est de 2% (vallée de Chamonix). Pour la vallée de la Maurienne, 7% des journées sont indéterminées et 9% sont avec données absentes.

	Thermique	Inversion	Ouest	Est	Foehn
Vallée de la Chamonix	0,592	0,146	0,136	0,050	0,076
Vallée de la Maurienne	0,443	0,125	0,271	0,076	0,085

Tableau 3 : Fréquence d'occurrence des 5 classes météorologiques pour les deux vallées, moyennée sur 4 années (2001-2004) (sans la classe « indéterminée »).

Une analyse plus fine de ces résultats peut être conduite, qui montre à la fois des évolutions entre périodes de l'année (prévalence plus grande de la classe « vents thermiques » en été, fréquence dominante de la classe « inversion » en hiver) et des différences plus marquées entre les deux vallées selon les périodes (plus grande importance du régime d'Ouest en Maurienne en demi saisons, dominance à 80% du régime de « vents thermiques à Chamonix en été ») (cf annexe XVIII).

Sur les bases de cette classification, des situations réelles ont été sélectionnées. Les domaines de calcul se recoupant pour la grande échelle, il est approprié de choisir une période unique représentant un même type de temps pour traiter des deux vallées. De plus, il est important que la classe météorologique de la période simulée soit stable pendant au moins deux jours pour permettre le *spin-up* du modèle tant dynamique que chimique. Finalement, les journées sélectionnées sont choisies parmi celles présentant des niveaux de concentration des PM₁₀ moyens, représentatifs de chacune des classes. Ces critères supplémentaires ont ainsi permis de déterminer les périodes suivantes pour la représentation des types de temps (cf tableau 4):

Inversion	du 15 au 19 décembre 2001
Thermique	du 25 juin au 2 juillet 2003 (Maurienne) du 4 au 11 juillet 2003 (Chamonix)
Foehn	épisode saharien des 25 et 26 août 2000
Régime d'Ouest	7 et 8 novembre 2001
Régime d'Est	9 et 10 novembre 2001

Tableau 4 : périodes de simulation choisies pour la météorologie des scénarios

b) Les scénarios d'émission

Une seconde étape a donc été la constitution d'un jeu de cadastres d'émission associés à des scénarios permettant une évaluation des impacts sur la qualité de l'air de cas d'école nettement différenciés. Ainsi, 4 scénarios ont été définis

- **Cas test 1** : situation "au fil de l'eau", c'est-à-dire que, par rapport à la situation 2003, ne changent que les émissions générées par le trafic routier qui sont calculées avec les facteurs d'émissions et les parcs automobiles correspondant à l'année 2010,
- **Cas test 2** : Augmentation de 50% de la circulation des PL par rapport au cas test 1,
- **Cas test 3** : Réduction de 50% du trafic des PL par rapport au cas test 1,
- **Cas test 4** : par rapport au cas test 1, l'intégralité du chauffage est assurée par le gaz naturel.

Comme pour le cas des cadastres des années de référence, l'information contenue dans ces cadastres de cas test est trop complexe pour être synthétisée en quelques phrases. On peut par contre donner deux exemples emblématiques des situations dans chacune des vallées.

Par rapport au cas « -50% de PL », on retiendra que le test de sensibilité « +50% de PL » conduit à une augmentation sur le total des émissions de 62% de COVNM, 100% de NO_x, 78% de SO₂, 61% de PM, et 39% de CH₄. Ainsi, pour la vallée de la Maurienne, le contrôle de la circulation des PL a un impact très important sur le total des émissions, même dans un contexte 2010 avec des normes plus strictes sur les émissions des poids lourds.

Pour sa part, l'impact du "tout chauffage au gaz" sur la totalité des émissions en vallée de Chamonix conduit d'une part à augmenter les émissions de CO de 5%, mais d'autre part à réduire les émissions de SO₂, PM, CH₄ et COVNM respectivement de 80, 26, 19 et 2% (par rapport au cas test « au fil de l'eau »). Les impacts de ce type de mesure sont plus modérés (en pourcentage) en Maurienne, puisque le chauffage y représente à la base une part des émissions plus faible qu'à Chamonix.

Finalement, ces différents scénarios ont été « joués » pour chacune des situations météorologiques déterminées par la classification décrite ci-dessus. L'intérêt, par rapport aux résultats du paragraphe précédent, est bien sur de mettre en lumière à la fois les effets de spatialisation (émissions, dispersion) dans des conditions météorologiques déterminées, et les effets de non-linéarité dus à la réactivité des espèces chimiques.

Pour ce qui est l'ozone, ces différents scénarios prévoient tous des augmentations des moyennes journalières des concentrations d'ozone (de l'ordre de 10 à 35 %) dans les zones urbaines et, plus généralement en fond de vallée près des voies de circulation, en liaison avec les diminutions des émissions de NO. Mais ces augmentations restent faibles si l'on considère les moyennes des concentrations sur l'ensemble des vallées, même près du sol.

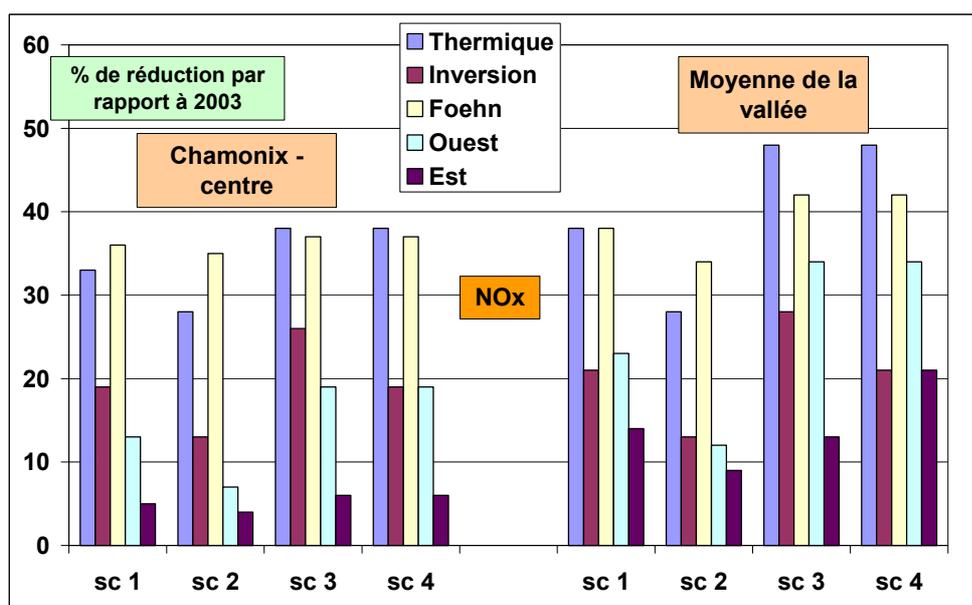


Figure 27 : pourcentages moyens de réduction des concentrations de NO_x pour les 4 scénarios investigués par rapport au cas 2003, et pour les 5 situations météorologiques type. Valeurs données pour Chamonix centre et l'ensemble de la vallée (première maille au sol du modèle, z=35m).

Pour ce qui est des NO_x (cf figure 27), on note de grandes disparités selon le type d'épisode météorologique, avec des évolutions pouvant aller de -5 à -35%, pour un même scénario et un même site. Les réductions maximum, pour un même scénario, ne sont pas obtenues pour les cas sous inversion, mais plutôt pour les situations où les processus de dispersion sont plutôt favorables (régime thermiques et régime de foehn). Les réductions de concentrations sont relativement similaires sur une maille urbaine et sur l'ensemble de la vallée. Il convient cependant de noter que les pourcentages de réduction ne jouent pas du tout sur les mêmes concentrations initiales selon que

l'on parle de sites urbains ou de la moyenne de la vallée. Ainsi, des travaux plus détaillés seraient nécessaires si l'on s'intéresse aux évolutions des concentrations absolues à des endroits déterminés, en particulier lors des épisodes spécifiques susceptibles de dépassement de seuil réglementaire.

On peut reconstituer une année complète moyenne pour chacun des scénarios, sur la base des fréquences respectives des différentes situations météorologiques classifiées. La figure ci-dessous (cf figure 28) présente ces résultats pour une maille du domaine située à Chamonix centre, et pour la moyenne de l'ensemble des mailles de la vallée, au premier niveau d'altitude du modèle (z=35m). On retrouve une augmentation des concentrations d'ozone en ville mais un effet quasi nul pour cette espèce pour la valeur moyenne considérée sur l'ensemble de la vallée. Pour les NOx, les réductions de concentrations moyennes sont par contre marquées, et de façon relativement similaire pour les deux types de zones.

Il convient de garder à l'esprit les limites de ce type d'approche de reconstitution d'une année complète (non prise en compte des périodes pluvieuses, utilisation d'une année météorologique moyenne, ...), tout en lui reconnaissant des qualités à la fois dans la simplicité de mise en œuvre et dans sa rapidité de délivrance d'un résultat indicatif.

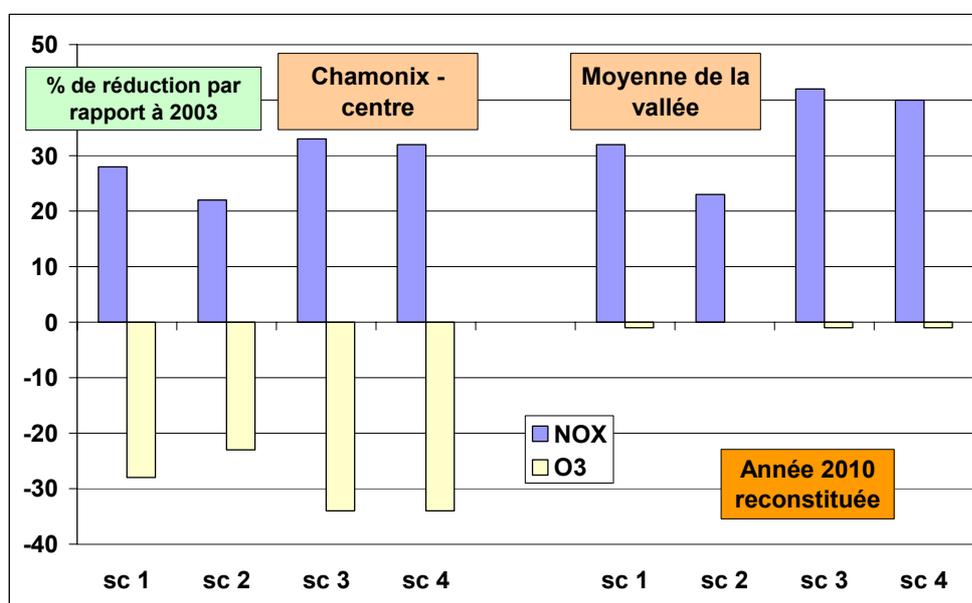


Figure 28 : pourcentages moyens de réduction des concentrations de NOx et ozone pour les 4 scénarios investigués par rapport au cas 2003, pour une année 2010 reconstituée (voir texte), pour Chamonix centre et l'ensemble de la vallée (première maille au sol du modèle).

Ces résultats permettent donc des premières évaluations d'impacts de politiques éventuelles de réduction des émissions. L'ensemble de ce travail est présenté en détail dans l'annexe XVIII.

Développements souhaitables

Le travail très important fourni au cours de ces années par les groupes travaillant dans POVA ne se termine pas avec le rendu de ce rapport. De nombreuses publications scientifiques sont en cours de rédaction ou en projet. Un site web est en cours de finalisation (cf section 1 et annexe XIX). Cela dit, les investissements consentis pour la mise en place d'un outil de modélisation pour l'aide à la décision représentent pour ces équipes un travail qu'elles souhaiteraient pouvoir continuer. De nombreuses améliorations et voies d'exploitation sont possibles, dont quelques exemples sont en partie détaillés ci-dessous.

a) La chaîne de modélisation

La chaîne de modélisation fonctionne mais reste susceptible de bénéficier des améliorations spécifiques à chacun de ses modules sans pour autant qu'il soit nécessaire de remettre en cause son organisation générale. Le rôle des calculs à plus grande échelle est de forcer de manière appropriée les limites du domaine central. Ces calculs, quoique indispensables, peuvent être conduits dans un cadre partagé avec d'autres groupes centrés sur des problématiques différentes utilisant ou développant des modélisations à ces échelles : météorologie régionale, qualité de l'air à l'échelle régionale, échelles locales et précipitations, etc... Il s'agira donc pour ces domaines à plus grande échelle de se limiter à accompagner des améliorations en les intégrant à la chaîne de modélisation.

Par contre, en ce qui concerne la modélisation du domaine central, c'est-à-dire à l'échelle la plus fine, les améliorations peuvent être apportées à (1) la modélisation du sol, en particulier ses capacités de transfert d'humidité car des biais dans ce calcul ou son initialisation conduisent à des approximations dans les bilans énergétiques avec des conséquences sur l'évaluation de la température, (2) une résolution verticale plus fine qui serait utile de manière à pouvoir décrire la variabilité non seulement au voisinage du sol mais aussi dans le centre de la vallée où des gradients rapides peuvent se développer (par exemple en température en cas d'inversion), (3) les modèles de turbulence (TKE) devraient être relayés par des modèles plus proches de ceux des LES (modèle dynamique) si l'on raffine le maillage, tout particulièrement dans les parties les plus complexes des vallées (par exemple le confluent de la Mer de Glace à Chamonix). Des développements pour permettre la prise en compte d'épisodes pluvieux ne paraissent par contre pas utiles dans un contexte d'utilisation « Qualité de l'air ».

b) Un cadastre d'émission en amélioration continue

Les incertitudes sur les cadastres pèsent lourdement sur l'estimation des polluants primaires et, si l'on veut approfondir la modélisation des pointes hivernales, la précision des cadastres doit être améliorée, à la fois dans l'évaluation des flux unitaires et dans leur distribution au cours de la journée. Des sources, telles les feux de cheminée, sont des contributeurs forts en particulier en hiver mais restent très difficiles à évaluer (tant en flux qu'en nature des espèces émises et en distribution temporelle). Cette source particulière n'est d'ailleurs pas présente dans les cadastres actuels, ce qui en constitue une des limitations principales.

Des améliorations pourraient donc être apportées en premier lieu en ce qui concerne cette source, bien que la démarche top-down atteigne ici ses limites. D'autres séries d'améliorations pourraient être envisagées en particulier en ce qui concerne les émissions particulières, dont on peut penser qu'elles constituent un point faible des cadastres. On pourrait par exemple envisager une meilleure prise en compte des émissions d'espèces primaires carbonées particulières (EC et OC_p), en basant les estimations des flux sur les consommations par type de carburants (déjà inclus dans les cadastres). De même, des améliorations continues seraient à apporter aux facteurs d'émissions, en liaison directe avec les avancées réalisées par les groupes de travail s'intéressant à ce domaine.

c) Une description plus détaillée des COV

L'analyse des sorties de modélisation s'est pour l'instant focalisée sur quelques espèces réglementées (NO, O₃, SO₂,...) alors que le modèle de photochimie évalue la distribution dans le temps et en espace de très nombreuses espèces. Une première évaluation de spéciation de COV a montré que le modèle correspond assez bien aux mesures pour ce qui est des valeurs moyennes sur l'épisode considéré (cf annexe XVII). Cette spéciation est une porte d'entrée à l'analyse des sources, entre autres des biogéniques émis sur une large surface de ces zones peu urbanisées. L'élément faible du modèle est ici le cadastre d'émission avec la transformation d'activités ou occupation de sol en flux émis des différents COV primaires. Compte tenu des temps caractéristiques des réactions chimiques associés à ces composés, il n'y aurait pas lieu de se focaliser sur une validation à échelle horaire, mais plutôt sur des valeurs moyennes journalières.

d) Améliorations de la modélisation des particules

De nombreuses améliorations pourraient être apportées sur ce point. Un premier aspect pourrait concerner une meilleure paramétrisation des processus de dépôt, en particulier en fonction des caractéristiques des sols des vallées. Par ailleurs, le module traite actuellement les particules comme des scalaires passifs non réactifs, et il serait très intéressant réaliser des comparaisons poussées entre les valeurs du modèle et les mesures de terrain pour EC, une fois les émissions carbonées de combustion introduites dans le cadastre (cf supra). Aussi, compte tenu de la prévalence des espèces organiques dans les PM₁₀ des vallées, il avait été décidé qu'il n'était pas judicieux d'investir du temps à la mise au point des évolutions chimiques des espèces inorganiques (sulfate, nitrate, ...), incluses dans TAPOM. Au point actuel du travail, c'est maintenant une voie à explorer, tant pour les espèces inorganiques qu'organiques, qui ne pourra se faire que dans un contexte élargi de collaboration nationale avec les groupes (INERIS, GAME, LA, ...) travaillant sur le sujet. On retiendra que les efforts entrepris pour les mesures de spéciation des espèces organiques (tant en phase gazeuse que particulaire) représentent un bonus au développement de cet axe dans notre contexte.

e) Les scénarios

Un outil de simulation de scénarios a été construit et 4 cas de cadastres ont été utilisés à titre démonstratif. Aller au-delà en multipliant les scénarios sur des bases arbitraires et démonstratives telles qu'elles nous ont été imposées n'apportera que peu aux résultats déjà obtenus ici. Dans cette direction, la priorité est dans la définition pertinente d'un petit nombre de cadastres, sur des critères politico économiques réels, mais en dialogue avec les équipes de modélisateurs de manière à pouvoir fournir au modèle les éléments quantitatifs dont il a besoin.

f) La prévision

La problématique de prévision, c'est-à-dire la modélisation d'évènements réels en avenir incertain, ne faisait pas l'objet de l'étude. Prévoir pourrait cependant être à terme un enjeu pour maîtriser la qualité de l'air des vallées, particulièrement dans un contexte de réévaluation des normes vers des seuils plus contraignants. Anticiper des évènements météorologiques et leurs conséquences est un facteur d'efficacité des politiques de réductions d'émission, soit par la réduction de valeurs pics dont on n'attend pas de les avoir détectées et donc dépassées soit par l'absence de mesures particulières lorsque l'évolution est favorable à la dispersion des polluants. La chaîne de modélisation développée est potentiellement et pour l'essentiel utilisable en prévision (à l'image du dispositif PREV' AIR qui fonctionne à plus grande échelle).