3.2 LES MESURES TRIDIMENSIONNELLES

Les mesures des réseaux permettent d'apprécier et de suivre la qualité de l'air ambiant d'un point de vue législatif et sanitaire.

Toutefois, la distribution spatiale des polluants atmosphériques notamment leur distribution verticale est encore mal connue dans l'Espace Mont-Blanc. Il en va de même pour les transports de pollutions et l'influence d'une région sur sa périphérie.

Avec l'hypothèse de la présence d'une zone en altitude très riche en ozone, la couche réservoir influençant les immissions au niveau du sol demandait à être vérifiée. De même, il est apparu intéressant de déterminer, en régions alpines, les conditions météorologiques qui conduisent à des épisodes propices ou néfastes à la dispersions des polluants atmosphériques.

Un bureau spécialisé possédant le matériel nécessaire ainsi que le savoir-faire adéquat a été mandaté pour réaliser ces investigations. Il s'agit de la firme MetAir AG à Illnau en Suisse qui compte déjà nombre d'études similaires dans toute l'Europe.

La suite de ce chapitre présente un extrait du rapport d'étude.

Résumé

Durant l'été 2000 et l'hiver 2001, des vols de recherche ont été effectués dans la région du Mont-Blanc dans le but de déterminer la distribution tridimensionnelle des polluants dans les vallées d'Aoste - Courmayeur, de Sallanches - Chamonix ainsi que dans le périmètre Sion - Martigny - Col de la Forclaz et Grand St-Bernard. Des vols ont été possibles à 4 reprises (1, 10 et 11 août 2000 ainsi que 16 janvier 2001) dans les 3 régions (tableau 3.4).

Au cours de la campagne d'été, des mesures concernant **3 sources responsables de la pollution locale ont été collectées** : (i) l'accumulation locale de polluants primaires (NOx et COV); (ii) la formation régionale d'ozone; (iii) l'advection d'air pollué des régions voisines (par ex. un panache s'approchant de la vallée d'Aoste le 11 août à partir de la vallée du Pô). Le transport vertical et horizontal des polluants est discuté sur la base de données quantitatives des flux horizontaux remontant les vallées.

• La distribution relative des polluants a persisté durant les 3 jours d'été (1, 10 et 11 août) et l'accumulation (ou le transport) des polluants primaires (NOx et COV's) semble avoir été légèrement moins élevée entre Sallanches et Chamonix que près d'Aoste et de Martigny. Dans le cas hivernal les concentrations mesurées près de Chamonix-Sallanches étaient nettement plus élevées que dans les autres régions. Soit parce que l'air y était plus stagnant ou/et parce que que les émissions avaient augmenté.

• Dans les 3 vallées, les concentrations de NOx et d'autres polluants primaires étaient plus élevées dans la couche limite (ABL) que dans la couche d'air supérieure. Des panaches thermiques ont transporté ces polluants le long des pentes à des altitudes supérieures. Des concentrations élevées de polluants ont également été mesurées au-dessus de 2000 m. Toutefois la pollution la plus importante était en majeure partie confinée en-dessous de 1500 à 1800 m (typiquement en dessous de 1200 m avant la mi-journée et pendant les 2 journées d'hiver).

Cet effet de convection le long des pentes était également assez prononcé pendant les journées d'hiver. Par contre les processus de dilution étaient plus faibles qu'en été conduisant ainsi à des concentrations de polluants primaires plus importantes qu'en été, mais avec un rapport NOx/COV remarquablement plus élevé (moins d'évaporation, plus de réchauffement ?).

• La distribution verticale de l'ozone, un polluant secondaire (produit des précurseurs NOx, COV, CO et du rayonnement solaire), avait un comportement plus complexe. Conformément aux observations faites dans d'autres régions, de l'ozone relativement persistant a pu être mesuré avant la mi-journée dans des couches appelées "couches réservoir" à des altitudes supérieures à 1500 m alors que dans le fond des vallées, l'ozone était dégradé par réaction chimique et déposé sur la surface pendant la nuit. A partir de la mi-journée, l'ozone (et les précurseurs persistants) ont à nouveau été mélangés dans la couche limite par convection. A cette quantité d'ozone ramenée vers le fond des vallées, s'est ajouté l'ozone produit par la pollution primaire du jour provoquant ainsi des concentrations d'ozone plus importantes dans les vallées qu'au-dessus de 2000 m pendant l'après-midi.

• Des maxima de concentration d'ozone allant jusqu'à 90 ppb au-dessus de 4000 m / mer ont été mesurés à chaque jour d'été. De tels maxima peuvent provenir de trois processus différents : (i) L'air de la couche limite contenant de l'ozone a été transporté par convection (ii) De l'air pollué de la couche limite a été transporté sur une grande distance à partir d'autres régions. (iii) De l'air stratosphérique a été mélangé avec de l'air d'altitude inférieure (intrusion stratosphérique). Sur la base des données régionales à disposition, il est très difficile de distinguer la contribution des 3 processus. Toutefois, en incluant dans l'analyse la distribution d'autres éléments comprenant le monoxyde de carbone (CO), l'humidité et les aérosols ainsi que les informations fournies par le sondage vertical de Payerne (Météo Suisse), les hypothèses de l'intrusion d'air stratosphérique ou le transport de masses d'air sur une longue distance semblent être les plus probables.

• Par conséquent, nous concluons qu'une quantité remarquable de polluants primaires (comparable aux concentrations dans la périphéries des villes) était confinée dans les vallées. Une quantité mesurable de cette

Jours de vol dans les 3 régions

Tableau 3.4

date	moment	Sion/Martigny C. Forclaz	Chamonix Sallanches	Courmayeur Aoste
01 août 2000	matin	oui	oui	oui
	après-midi	oui	oui	oui
10 août 2000	matin	oui	*	*
	après-midi	oui	oui	oui
11 août 2000	matin	oui	oui	oui
	après-midi	oui	oui	oui
12 août 2000	mi-journée	oui	**	**
16 janvier 2001	mi-journée	oui	oui	oui
17 janvier 2001	mi-journée	oui	**	**
total par région		**9**	**6**	**6**

**) vol écourté à cause de problèmes techniques ;*
***) seulement un profil local avant le vol de retour ;*

pollution a atteint des régions élevées de l'atmosphère allant jusqu'à la limite de la forêt. D'autre part, le bilan de la concentration d'ozone pendant les jours de mesures était dominé par des processus à grande échelle, la contribution locale atteignant seulement 10 à 20 %. Ce "faible" pourcentage n'en est pas moins important et excède la limite de 60 ppb. Enfin, les polluants primaires sont exportés vers d'autres régions où ils contribuent à la formation d'ozone.

• En d'autres mots, les concentrations de polluants primaires tels que NOx et COV peuvent être réduites par des régulations locales et régionales.

L'augmentation des émissions provoque directement une augmentation de la pollution jusqu'à environ 2000 m. Par conséquent les concentrations d'ozone doivent être diminuées dans le cadre d'une coopération entre les grandes régions européennes.

• Une comparaison entre les données tridimensionnelles et les concentrations mesurées par le réseau des stations de mesure du contrôle de la qualité de l'air a montré que les stations des vallées reflètent étonnamment bien les conditions des vallées, ce qui n'est usuellement pas le cas dans d'autres régions.

• Ce sont les premiers résultats et les données présentées dans les annexes pourront être utilisées pour des études ultérieures. La constitution d'un ensemble de mesures tridimensionnelles représente d'ailleurs un des buts de ce projet afin de disposer d'une base de comparaison pour d'autres études actuelles et futures (modèle de simulation du transport de polluants). Certains résultats doivent encore être affinés par une quantité plus importante de mesures afin de permettre la généralisation des quelques cas étudiés dans ce rapport ou dans le but de comparer cette étude à d'autres conditions (par ex. le changement du régime de trafic dans une vallée). Dans un cadre plus large, les résultats de cette étude menée dans la région du Mont-Blanc sont comparables avec des études similaires que nous avons menées dans d'autres régions. (Il n'y rien de fondamentalement différent entre les conditions autour du Mont-Blanc et celles rencontrées au-dessus de Genève, Paris ou Berlin, ou dans les autres vallées alpines).

GÉNÉRALITÉS

L'ozone de la basse troposphère (la couche la plus basse de notre atmosphère, celle dans laquelle la population vit) reste un problème prédominant de la qualité de l'air estival et représente un danger potentiel pour la santé de la population, des animaux et des plantes. En outre, les concentrations de dioxyde d'azote (NO_2) excèdent souvent les recommandations et les limites, particulièrement le long des routes à trafic intense, aussi bien en été qu'en hiver.

Une première analyse de la situation de la problématique de l'ozone (ainsi que d'autres polluants dont l'oxyde d'azote NO_2) en Suisse est décrite dans la publication "Ozone report" (BUWAL, 1989, version allemande ; OFEFP, 1989, version française). A la suite de cette publication un projet de recherche regroupant différents instituts universitaires a été mis en place (POLLUMET, 1989-1995) dont le rapport final (BUWAL, 1996a, version allemande) est résumé dans BUWAL (1996b, version allemande) et OFEFP (1996, version française). Ce résumé est vivement recommandé en tant qu'introduction sur le sujet de la pollution atmosphérique.

De plus amples recherches sur le sujet et de nombreuses références de publications internationales figurent dans SAEFL (1995) et EUROTRAC (1999). D'autre part, les publications périodiques des organismes nationaux et régionaux chargés du contrôle de la qualité de l'air expliquent les mécanismes de formation de l'ozone ainsi que son importance pour la santé publique.

Très brièvement, l'ozone n'est pas émis directement, mais résulte de la réaction chimique entre l'oxygène O_2 et les polluants primaires (par ex. oxydes d'azote, composés organiques volatiles provenant des automobiles, chauffage, industrie) en présence de lumière du soleil. Pour cette raison, ces réactions sont nommées photochimiques et l'ozone produit est appelé polluant secondaire ou produit photochimique (au même titre que d'autres produits moins connus détectés dans le smog estival). L'ozone est également un constituant naturel de l'atmosphère, particulièrement à hautes altitudes où sa destruction et non pas sa formation est un problème bien connu (mot-clé : trou d'ozone). Moins de la moitié de la quantité d'ozone que nous respirons provient de cette source naturelle. Lorsqu'une concentration de 120 mg/m³ d'ozone (environ 60 ppb) est atteinte en été, environ les trois quart sont anthropogènes.

Par conséquent, la concentration d'ozone en un lieu quelconque provient d'une combinaison complexe de processus à différentes échelles, commençant par la concentration globale de fond, qui est finalement modifiée par les productions régionale et locale.

L'étude présente dévoile en partie les processus qui répartissent les polluants primaires et l'ozone dans une importante région alpine.

Au moins trois raisons font que les régions de montagne et particulièrement les Alpes sont importantes pour les questions traitant de la pollution atmosphérique :

1) Les vallées alpines et leurs pentes agissent comme des "pompes" transportant l'air pollué de la couche limite (ABL) dans la troposphère libre (FT).

2) Dans certaines vallées alpines, des axes de trafic importants et les localités attenantes émettent de grandes quantités de polluants.

3) Les régions alpines sont considérées comme des écosystèmes délicats et sensibles où l'opinion publique s'attend à pouvoir respirer "l'air pur des Alpes". Cet aspect est également très important pour le tourisme.

Dans le présent rapport, nous ne pouvons en aucun cas digresser sur l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé publique, son effet sur les mondes végétal et animal de ces régions ou l'importance socio-économique de la pollution atmosphérique accrue dans les régions élevées des Alpes. Nous sommes uniquement en mesure d'évaluer les niveaux observables de pollution, leurs structures et leur évolution diurne.

Des études antérieures (BUWAL, 1994 ; Prévôt et al., 1999/2000/2000a) ont montré que les phénomènes de transport vertical et horizontal de polluants ne peuvent être cernés qu'avec le soutien de mesures aériennes parce que les stations de mesures au

■ ■ ■

■ ■ ■

sol souffrent des influences locales. Le réseau des stations de mesures permet avant tout d'évaluer le degré de pollution dans l'espace vital de la population. Mais les relevés effectués à ces stations ne sont pas représentatifs pour la concentration de polluants au-dessus de la station ou même à une altitude identique dans la vallée. Afin de comprendre le transport de l'air pollué, il est indispensable de connaître la distribution des polluants à quelques centaines de mètres d'altitude au-dessus du sol.

L'instrumentation de MetAir est spécialisée pour le diagnostic tridimensionnel de la concentration d'ozone, de ses précurseurs et des conditions météorologiques. L'ensemble des ces instruments a déjà été utilisé pour d'autres projets de recherche mentionnés dans ce rapport (voir références bibliographiques). Dans le cadre du projet européen "VOTALP", la pollution atmosphérique de la vallée du Mesolcina (Mesocco, Misox) au Tessin avait été étudiée entre 1996 et 1998. "L'effet de pompage" mentionné au point (1) plus haut avait été quantifié à cette occasion (Furger et al., 2000 ; Prévôt et al., 2000 / 2000a; VOTALP, 1998). Les questions et les réponses possibles sont intimement liées à cette étude antérieure, à la connaissance des résultats publiés ainsi qu'à l'expérience sur plus de 300 sets de données (vols) dans différentes régions d'Europe (régions alpines et urbaines dans les alentours de Vienne, Berlin, Paris, Milan) en collaboration avec d'autres groupes de recherche.

Toutefois, les échelles temporelle et spatiale des processus observés ne sont que des "instantanés" de quelques heures du transport de pollution et de la conversion d'une échelle de quelques centaines de mètres à une échelle de quelques dizaines de kilomètres. Par conséquent, des conclusions générales ne sont pas possibles. Mais nous gagnons une connaissance plus approfondie dans ces processus, dans les distributions typiques et les quotients entre les différents précurseurs et l'ozone. La structure des distributions et les quotients fournissent des informations de grande valeur concernant l'âge et les sources possibles de l'air pollué.

3.2.1 Le système de mesure

• METAIR utilise un biplace léger dont l'équipement a été adapté à la recherche atmosphérique durant les 11 dernières années en collaboration avec deux instituts de recherche suisse et allemand (PSI, FZJ). L'avion utilisé est un "TMG" (Touring Motorglider) capable de porter 310 kg de charge utile (permis spécial) et autonome pour plus de 5 heures. La charge d'instruments scientifiques d'environ 90 kg permet de mesurer environ 90 paramètres comprenant des paramètres d'état de l'avion (position, angles de vol, vitesse, altitude au-dessus du sol, etc.), des paramètres météorologiques (pression, température, différentes méthodes de mesure de l'humidité ainsi que le vent en 3 dimensions), des paramètres chimiques (2 méthodes de mesure de l'ozone, 5 oxydes d'azote, plus de 30 espèces d'hydrocarbones, le monoxyde de carbone, le gaz carbonique, les aérosols) et quelques paramètres d'état des instruments (principalement les températures et les pressions).

• Une photo de ce système particulier figure sur la page de couverture de ce rapport. La plupart des instruments sont placés dans une cosse en dessous des ailes exposée à l'air non contaminé. Une de ces cosses est représentée sur la figure 3.21 ci-dessous.

• De plus amples détails concernant l'avion et les instruments figurent sur le site www.metair.ch. Des informations actuelles telles que la liste des paramètres mesurés sont également disponibles sur ce site (par ex. www.metair.ch/SYSTEMS.htm et www.metair.ch/MetAirVOC.htm). Les derniers résultats concernant les normes internationales de qualité QA/QC (assurance de qualité/contrôle de qualité) sont publiés dans Volz-Thomas et al. (2001).

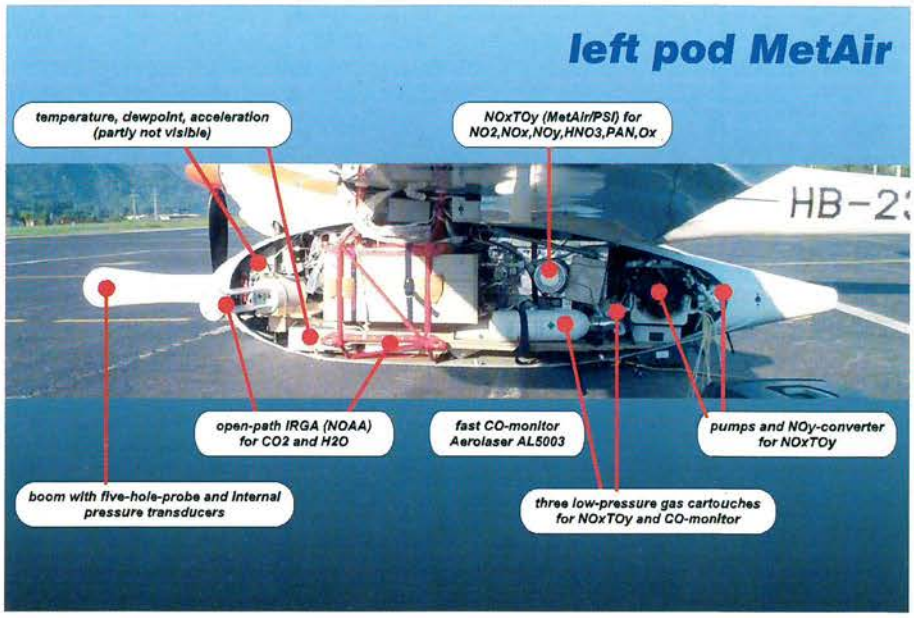


Fig. 3.21 : Les instruments sont empaquetés dans la cosse placée sous l'aile gauche (Photo prise à l'aéroport de Sion). La cosse placée sous l'aile droite est dédiée au système de chromatographie en phase gazeuse et à son équipement (gaz pressurisés et pompes). Les systèmes de navigation (radar d'altimétrie et GPS), les autres pompes à vide et les ordinateurs pour l'acquisition des données sont installés dans le fuselage derrière le cockpit avec un écran de contrôle placé en face du siège de droite (siège de l'opérateur, le siège du pilote est à gauche) dans le tableau d'instruments.

3.2.2 La région et le plan des vols

La question principale de cette étude était de déterminer la distribution et le flux des polluants autour du massif du Mont-Blanc pendant certains jours typiques d'été et pendant une journée d'hiver choisie.
Par conséquent, il est clair que nous devions voler autour du Mont-Blanc et dans les 3 vallées principales au cours du même vol. A l'intérieur des vallées, l'intérêt principal fut porté sur des coupes transversales des polluants et si possible sur leurs différences longitudinales.

Il est relativement aisé d'opérer à des altitudes supérieures à 1000 mètres au-dessus du sol (1000 m GND, par ex. environ 1500 à 2000 mètres au-dessus du niveau de la mer) jusqu'au sommet du Mont Blanc (environ 4800 mètres au-dessus du niveau de la mer). Par contre, pour des raisons de sécurité de vol, il n'était pas possible de voler à proximité du fond des vallées dans certains endroits. Toutefois, des vols à proximité des pentes furent effectués pour autant qu'aucun câble aérien n'ait été détecté (une attention particulière a été apportée à cette source de danger). Les aspects concernant la sécurité aérienne sont plus amplement discutés à l'annexe A. Les sections transversales effectuées près de Martigny, Sallanches et Aoste figurent en guise de résultat. Dans les environs de Chamonix et de Courmayeur, il n'a pas été possible de voler aussi bas que notre motivation scientifique le souhaitait.
Les coupes transversales des environs de Sallanches-Chamonix et d'Aoste donnent l'impression de "rideaux" de mesures perpendiculaires au flux des vallées. La coupe transversale des environs de Martigny a été planifiée de manière à mesurer le flux bidirectionnel (en provenance ou en direction) des vallées latérales menant au col de la Forclaz et au Grand Saint-Bernard (fig. 3.23). Les virages ont toujours été effectués contre le vent de manière à éviter les gaz d'échappement de l'avion. De cette manière la trajectoire de l'avion a une forme de "8".

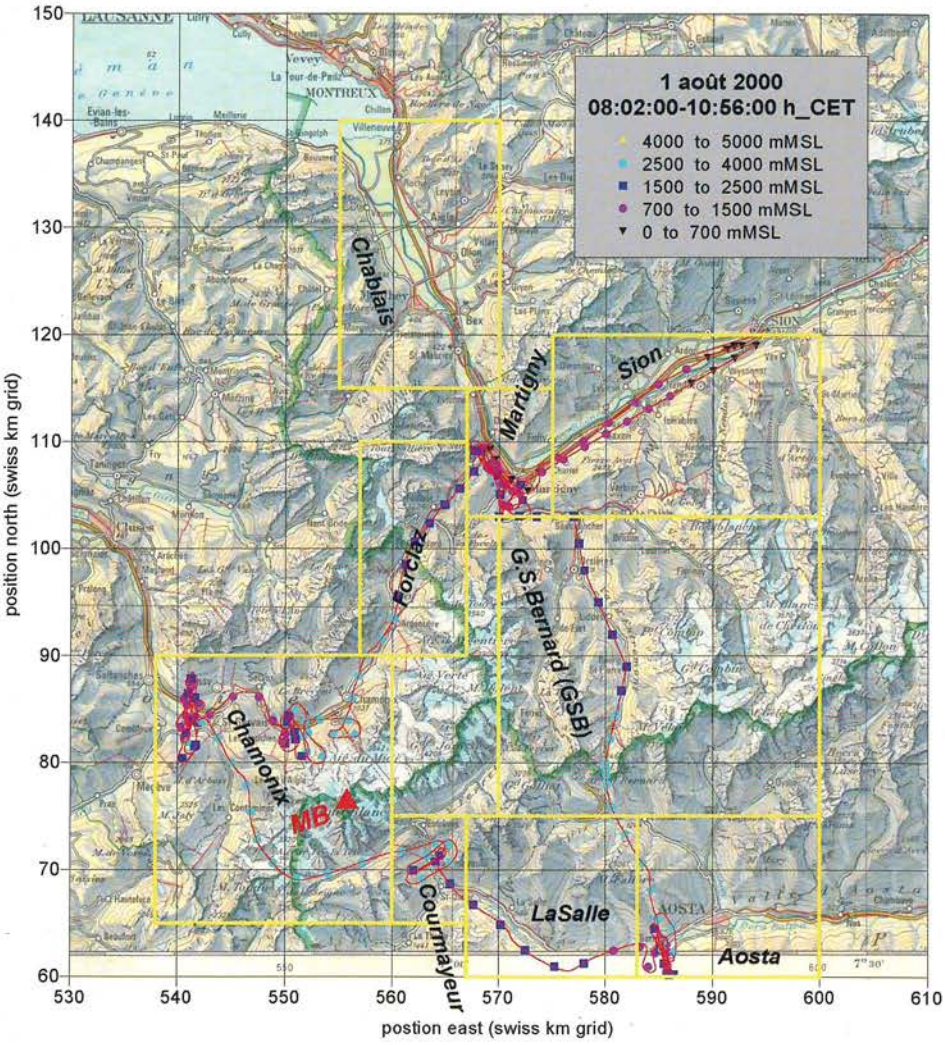


Fig. 3.22 : La région étudiée avec un plan de vol typique qui fut répété en été et en hiver. Les sous-régions délimitées par les rectangles jaunes ont été utilisées pour partager les données en sous-ensembles. Tous les autres vols sont décrits dans le rapport final. Les altitudes des niveaux de vols sont codifiées par des symboles de différentes couleurs. Les détails des coupes transversales aux alentours de Martigny peuvent être consultés sur la figure 3.23.

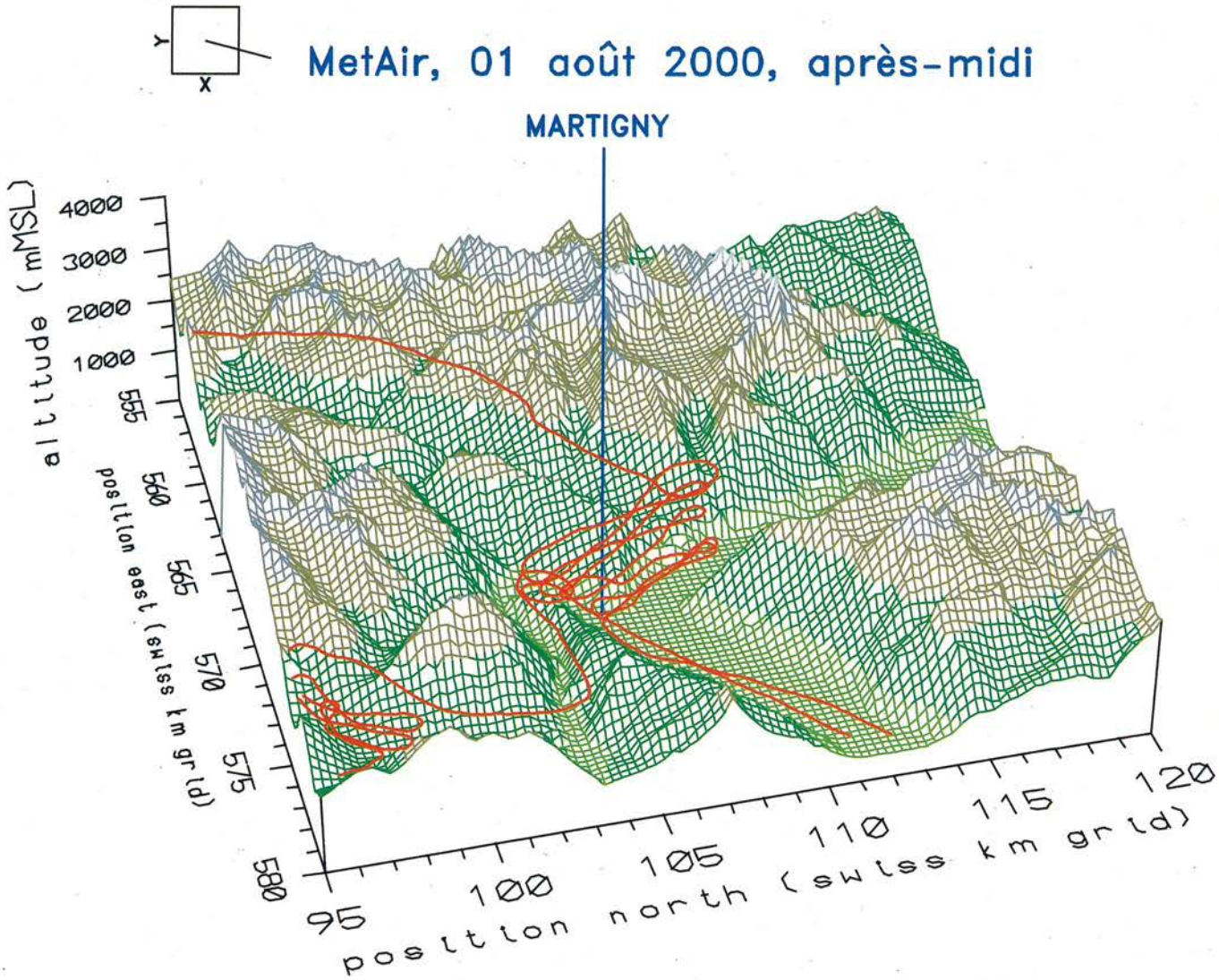


Fig. 3.23 : Coupe transversale des environs de Martigny effectuée 9 fois (7 en été / 2 en hiver). L'avion est venu de Sion (en bas à droite) et a continué sa route en direction du col de la Forclaz et de Chamonix (coin gauche en arrière du relief). Généralement le survol des environs de Martigny a été effectué selon 2 plans de vol : un schéma de vol long lors de la phase initiale des vols et un schéma plus court au retour, lorsque l'avion revient de Chamonix par le Grand Saint Bernard (sillage dans le coin gauche sur le devant du relief).

Synthèse

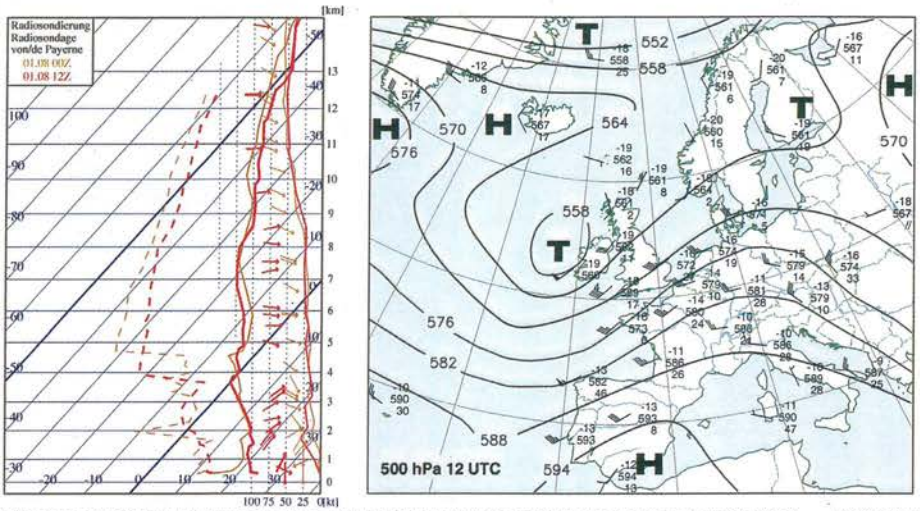
Dans la description du projet de cette étude, plusieurs questions susceptibles d'être traitées par quelques jours de mesures dans les trois vallées ont été posées (quelques questions originales sont imprimées en italique). D'autres questions ont été modifiées afin de pouvoir être traitées avec les données disponibles. En résumé, on peut affirmer que le choix des 4 jours en été et des 2 jours en hiver s'est révélé judicieux pour l'étude des phénomènes connus dans d'autres régions tels que l'émission et la distribution régionales des polluants primaires, la formation régionale d'ozone (cycle diurne typique) et le transport horizontal et vertical des polluants sur des longues distances.

La concentration de base, le transport régional et les maxima de concentrations (p. ex. le long des pentes) des polluants ont été observés. Nous avons pu caractériser la pollution respective des 3 vallées et le transport des polluants à des altitudes plus élevées.

La discussion est divisée en une partie descriptive comprenant les conditions météorologiques, la distribution des précurseurs et de l'ozone et une partie qui tente d'interpréter les données et d'en déduire quelques conclusions.

3.2.3 Partie descriptive

3.2.3.1 Conditions météorologiques



Wetterübersicht mit Karten + Daten ab Telefax Polling / Bulletin météorologique (cartes et données) par télefax polling (Fr. 1.50 / Min.) 0900 55 32 44
Abonnement: MeteoSchweiz, F. Schacher, Postfach 514, 8044 Zürich, Hotline: 01 256 99 99

Les conditions météorologiques des 3 jours de mesures d'été et les 2 jours (en réalité 1 jour et demi) d'hiver correspondaient bien à ce que nous cherchions : des situations anticycloniques avec peu de nébulosité, des vents faibles à toutes altitudes (principalement de sud-ouest) ainsi que des températures élevées en été activant la convection et des lacs d'air froid bien définis (situations d'inversion) en hiver. La circulation de vallée (brise de vallée et brise de montagne) s'est développée aussi bien en été qu'en hiver.

Le rayonnement global et les concentrations d'ozone font qu'une formation d'ozone supérieure à la limite suisse de 120 mg/m³ (environ 60 ppb) a eu lieu au cours des journées des 1, 10 et 12 août par un rayonnement solaire intense.
La concentration de polluant primaire NO subit, pendant les jours d'été, une dilution causée par la convection. En hiver, par contre, la concentration de NO, en particulier, atteint des maxima aux stations situées près des agglomérations. Ce qui nous amène au prochain chapitre où les mécanismes et les observations concernant les polluants primaires seront examinés.

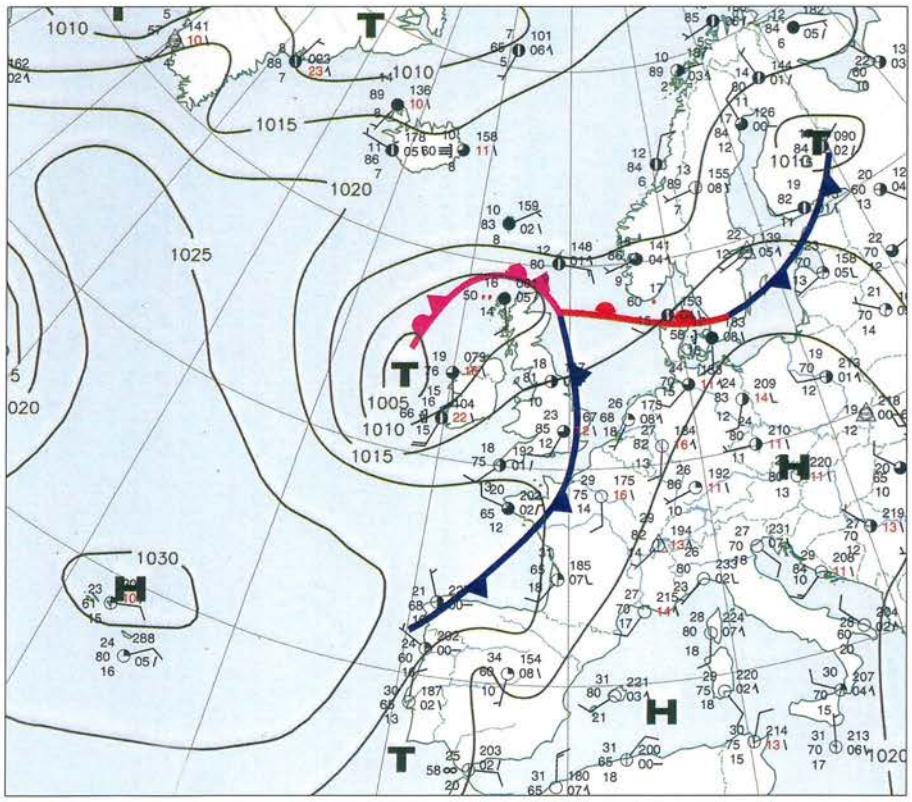


Fig. 3.25

Fig. 3.24 et 3.25 : Extrait d'un bulletin météorologique de MétéoSuisse du premier jour de mesure. Les situations météorologiques générales (pour la plupart persistantes) et les données spéciales extraites des sondages aérologiques de Payerne (image de gauche; point de rosée, température et vent de la surface jusqu'à environ 15 km d'altitude).

3.2.3.2 Polluants primaires (NOx, COV, et autres tel que CO et aérosols)

Les polluants primaires sont ceux qui sont directement émis par des sources : le monoxyde d'azote (NO), le monoxyde de carbone et les particules provenant des processus de combustion du trafic routier, de l'industrie et des chauffages ainsi que les composés organiques volatils (COV) mis en circulation dans l'atmosphère par évaporation ou à la suite de combustions incomplètes. Le mélange des polluants réagit chimiquement avec d'autres substances en présence de rayonnement solaire : dans ces conditions le monoxyde d'azote NO est en équilibre instable avec le dioxyde d'azote NO_2 et l'ozone (O_3). Ces 2 gaz sont en outre plus toxiques que le NO. La quantité d'ozone formée est plus importante lorsque des composés organiques volatils (COV) accompagnent la réaction. En conséquence, les polluants primaires peuvent également être nommés précurseurs de l'ozone. Le monoxyde et le dioxyde d'azote sont rassemblés sous le terme NOx et les 3 substances sont considérées comme polluants primaires étant donné que l'état d'équilibre entre les 3 phases change très rapidement. En cours de journée, l'équilibre change en quelques secondes ou minutes lorsque la réaction loin de la source, où la phase dominante du mélange NOx, est constituée par le NO_2. Dans le voisinage immédiat des sources le NO semble être dominant. La formation d'ozone peut se prolonger pendant plusieurs heures et est particulièrement effective lorsque la concentration de NOx est basse. Cette apparente contradiction ainsi que d'autres aspects de la photochimie sont expliqués dans les références bibliographiques mentionnées en introduction. L'intention de ce rapport n'est pas de discuter les détails de la photochimie d'une vallée, bien que ce sujet revête un intérêt certain (Pätz et al., 2000; photochimie dans un petite vallée de la Forêt Noire.

La mesure des concentrations de NO_2 et NOx est effectuée directement par les instruments à bord de l'avion. En revanche, la concentration de NO représente la différence entre la quantité de NOx et de NO_2. Par conséquent, nous parlons généralement du NO_2 étant donné qu'il représente pratiquement la totalité des NOx près de la surface (une discussion des stations proches de la surface terrestre est menée au chapitre 3.2.4.4). Les oxydes d'azote NOx figurent également dans l'ensemble complet des données. En outre, nous avons mesuré d'autres molécules d'azote telles que l'acide nitrique (NO_3) et le nitrate proxy-acétyle ou PAN. La somme des concentrations de toutes les molécules azotées est désignée sous le terme NOy qui inclut également NOx (voir séries chronologiques fig. 3.27).

D'autre part, on a mesuré plus de 30 espèces de COV ou d'hydrocarbones non méthylés (NMHC). Parmi ces composés seuls le benzène et le toluène sont discutés dans ce chapitre. Les autres sont traités au chapitre 3.2.4.3. Nous avons également mesuré la concentration du monoxyde de carbone (CO). Ce polluant primaire est relativement stable ce qui en fait un traceur de longue durée des processus de combustion (il ne réagit pas aussi rapidement que les composés azotés). Malheureusement, la mesure du monoxyde de carbone ne pouvait pas encore être effectuée de manière opérationnelle sur notre avion. L'instrument de mesure était encore dans une phase expérimentale durant la campagne d'été et livrait des mesures très parasitées. Au cours de la campagne d'hiver, la concentration du monoxyde de carbone a donné une image détaillée de la structure de la pollution des vallées. Enfin, la mesure des aérosols représente un indicateur semi-quantitatif pour toute sorte de "poussière". Toutefois la taille des aérosols mesurés en concentration du nombre de particules (particules / cm^3) est relativement grande (0.3 micromètre). Les particules plus petites contribuant également au "PM10" ne sont pas incluses. D'autre part, dans des environnements humides (ce qui n'est pas le cas ici) des gouttelettes d'eau très petites peuvent être incluses. Néanmoins, la concentration d'aérosols constitue un excellent indicateur de la limite supérieure de la couche limite (où la concentration d'aérosols baisse très nettement) et des masses d'air comme nous avons pu l'observer le 11 août près d'Aoste (chapitre 3.2.4.2).

En résumé, le dioxyde d'azote NO_2 (ainsi que les autres oxydes d'azote), le benzène et le toluène constituant les COV, le monoxyde de carbone et les aérosols ont été mesurés en tant que polluants primaires. Leurs distributions respectives montrent la contribution relative des émissions locales et du transport à l'échelle régionale.

Dans les paragraphes suivants, le microclimat spécifique à une vallée sera brièvement évoqué ainsi que l'importante conséquence qui en découle quant à la stratégie utilisée pour la campagne de mesures. Après le lever du soleil, les pentes exposées au rayonnement solaire réchauffent l'air provoquant un vent anabatique en direction des sommets. Ce flux est plutôt superficiel et pas plus épais que 30 à 200 m, mais il transporte l'air pollué du fond de la vallée à des altitudes plus élevées. Après quelques heures, toute la chaîne des Alpes est réchauffée ce qui conduit à une baisse de pression au-dessus du massif montagneux et un courant remontant la vallée le long de ce gradient. Au centre des vallées, entre les couches du vent suivant les pentes, une couche limite plus ou moins stable peut se former qui empêche l'air des couches supérieures de se mélanger avec l'air du fond des vallées. Malgré cela le transport vertical provoqué par le vent anabatique le long des pentes des vallées peut conduire à des flux d'air très importants. Grâce aux courants engendrés dans les vallées, des masses d'air des régions voisines sont transportées. Pour la vallée du Mesolcina le volume d'air de la vallée était échangé plusieurs fois par jour par la convection développée le long des pentes (calcul basé sur des mesures beaucoup plus denses qu'il n'était possible de le faire dans la région du Mont Blanc). (Furger et al. 2000 ; Prévôt et al. 2000 / 2000a ; VOTALP, 1998).

De plus amples détails concernant la circulation inhérente aux vallées et la météorologie des montagnes figurent dans Whiteman (1999 et 1990) ou Stull (1988). L'échange des polluants entre le plateau suisse et les vallées alpines est thématisé dans la publication BUWAL (1996a, version allemande) en prenant la vallée de la Reuss comme exemple. Un modèle simulant le transport vertical est décrit par Liechti et Neininger (1993).

La figure 3.26 est copiée du projet de recherche où nous avons formulé l'intention de mesurer la concentration des polluants dans le voisinage du fond des vallées indirectement. En volant préférentiellement près des pentes exposées au soleil, les couches de vent anabatique emportant cette pollution sont sondées. Les séries chronologiques de la figure 3.27 (diagramme supérieur avec l'altitude au-dessus du sol - zGND) montrent que les polluants primaires augmentent lorsque la distance avec la pente est minimale.

Au cours de l'été, la couche limite bien brassée par la convection peut s'étendre à plusieurs centaines de mètres au-dessus du fond de la vallée (illustration du haut de la fig. 3.26) et la convection le long des pentes peut se développer aussi bien sur le versant ensoleillé que du côté moins exposé au soleil. Par conséquent, le sillage de vol se trouve souvent dans l'air pollué même en respectant les restrictions imposées par l'altitude minimum. En hiver (illustration du bas, fig. 3.26) nous attendons une couche limite beaucoup plus mince. Ainsi que des vents anabatiques moins fréquents et plus superficiels. Ce qui fut plus ou moins confirmé par les mesures. La couche limite hivernale s'est en fait révélée être moins superficielle qu'attendu et les signes de pollution dans les couches en surface des pentes étaient assez fréquents. Par conséquent, les mesures de polluants en altitude sont représentatives pour les concentrations dans les vallées. Au chapitre 3.2.4.4, la figure 3.28 présente les concentrations de VOC pendant le vol du 1er août 2000, les mesures d'altitude sont comparées aux mesures des stations de surface. Les données recueillies par les stations de surface et par les mesures aériennes donnent une image complète de la distribution de polluants dans les vallées des alentours du Mont Blanc ou au moins dans le voisinage des coupes transversales en "rideau".

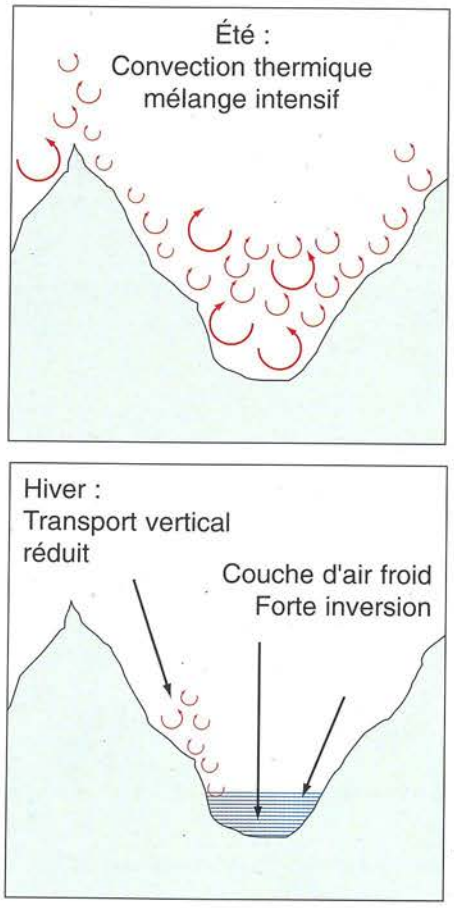


Fig. 3.26 : En été : mélange thermique intensif de l'atmosphère dans une vallée alpine un jour ensoleillé. Dans le volume global, les concentrations se ressemblent et peuvent aussi être détectées dans les larges surfaces à une centaine de mètres au-dessus des émissions.
Les concentrations maximales sont transportées le long des versants ensoleillés depuis les vallées en altitude. Il s'ensuit une injection de pollution au-dessus des sommets dans l'atmosphère libre. En hiver, la répartition par couches est stable. Un transport vertical limité n'a lieu que sur le versant ensoleillé. Celui-ci peut être exploité pour saisir de l'air provenant directement de la zone d'émissions avec l'avion sur la zone de vent sur le versant. Les concentrations en "cold pool" (lac d'air froid sous l'inversion) doivent premièrement être saisies avec les stations au sol ou avec l'avion de manière ponctuelle.

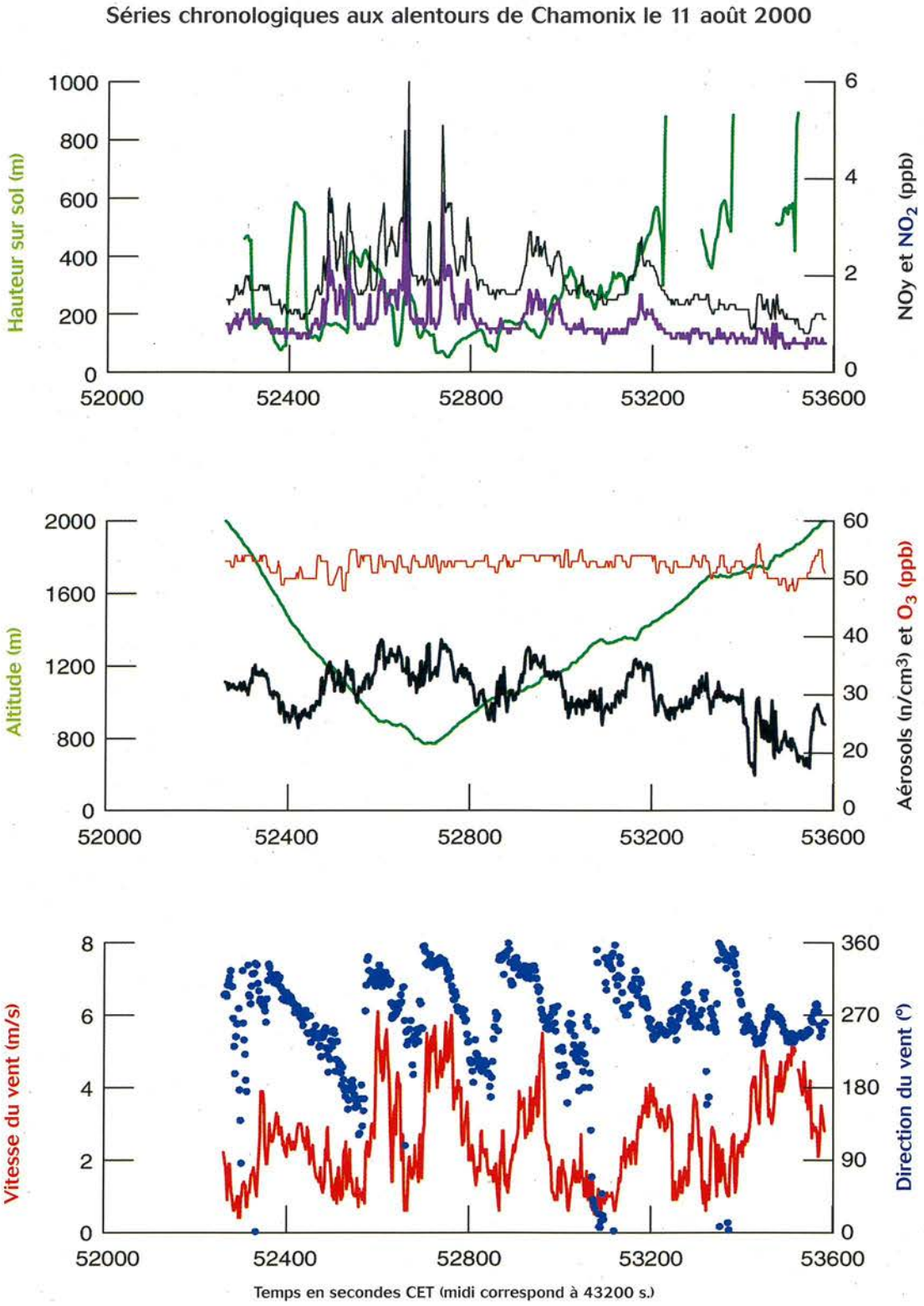


Fig. 3.27 : Séries chronologiques de la concentration de NO_2 et d'aérosols (Nombre de particules par cm^3) (indicateurs de polluants primaires) ainsi que de NOy (totalité des oxydes d'azote) et d'ozone (polluants secondaires) en fonction de l'altitude au-dessus du niveau de la mer (ligne verte du diagramme central) et de la hauteur au-dessus du terrain (ligne verte du diagramme supérieur). Les unités en abscisse sont les secondes du jour (midi 43200 s).
Au niveau le plus bas (800 m, 200 m au-dessus du sol) la concentration du NO_2 atteint fréquemment 4 ppb et celle du NOy est pratiquement parallèle atteignant environ 6 ppb. La concentration de fond de NO_2 et de NOy est respectivement d'environ 1 à 2 ppb à une altitude de 1200 m avec 1 ppb supplémentaire lorsque la pente est inférieure à 400 m. Les concentrations d'aérosols et d'ozone sont positivement corrélées avec celle de NO_2 indiquant que les variations de la quantité d'ozone sont directement provoquées par les polluants primaires. Le vent de la vallée souffle du NE à une vitesse légèrement supérieure à 10 m/s (brise de vallée bien développée). Au-dessus de 1600 m (après 56'800 s) le vent tourne au SW et diminue d'environ 3 m/s.

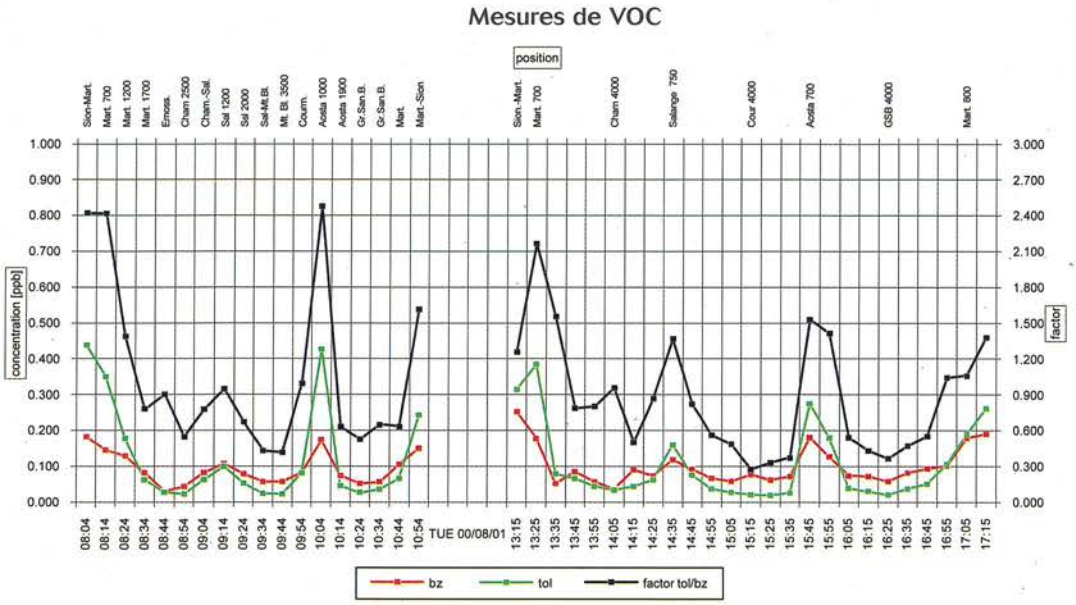


Fig. 3.28 : Séries chronologiques sur un jour de 2 COV sélectionnés (toluène et benzène) et de leur rapport (1er août 2 survols). La situation des endroits où les échantillons d'air ont été prélevés pendant 10 minutes pour chaque chromatogramme est écrite sur la partie supérieure. Les maxima ont été mesurés dans les vallées. Une baisse du rapport toluène/benzène est visible entre le matin et l'après-midi. C'est la conséquence d'une réaction photochimique plus rapide du toluène par rapport au benzène. Les concentrations différentes dans les 3 régions ne devraient pas être prises trop au sérieux étant donné que les altitudes minimales de mesure n'étaient pas identiques (altitude plus éloignée du sol près de Chamonix).

Après la série chronologique des polluants primaires (fig.3.27), nous allons nous concentrer sur des informations tridimensionnelles et discuter les structures qui s'en dégagent. Les 33 vols transversaux ("en rideau") des environs d'Aoste, de Chamonix et de Martigny sont présentés à l'annexe I sous forme de "panoramas". La représentation individuelle des sections transversales pouvait être aisément réalisée pour le plan de vol près d'Aoste. En revanche, la représentation graphique des vols plus complexes près de Chamonix (2 rideaux) et près de Martigny aurait nécessité plusieurs planches. C'est pour cette raison que nous avons opté pour une représentation sous forme de panorama où un observateur virtuel est placé dans un endroit d'où il peut voir le motif du plan de vol. Dans le cas de Chamonix ou pour les vols d'hiver près de Martigny, l'avion volait autour de l'observateur à différentes altitudes. Ces données ont ensuite été projetées sur un "cylindre" où la taille des symboles augmente parallèlement aux concentrations.

La représentation panoramique des polluants (fig. 3.29) fournit des informations similaires à celles présentées sur les séries chronologiques. Toutefois, la concentration des informations dans une figure bidimensionnelle permet de visualiser les panaches de polluants dans les vallées.

Les profils verticaux jusqu'à une altitude de 2000 m pour l'O_3, les Nox, le benzène, le toluène et la vitesse du vent sont représentés sur la figure 3.30.

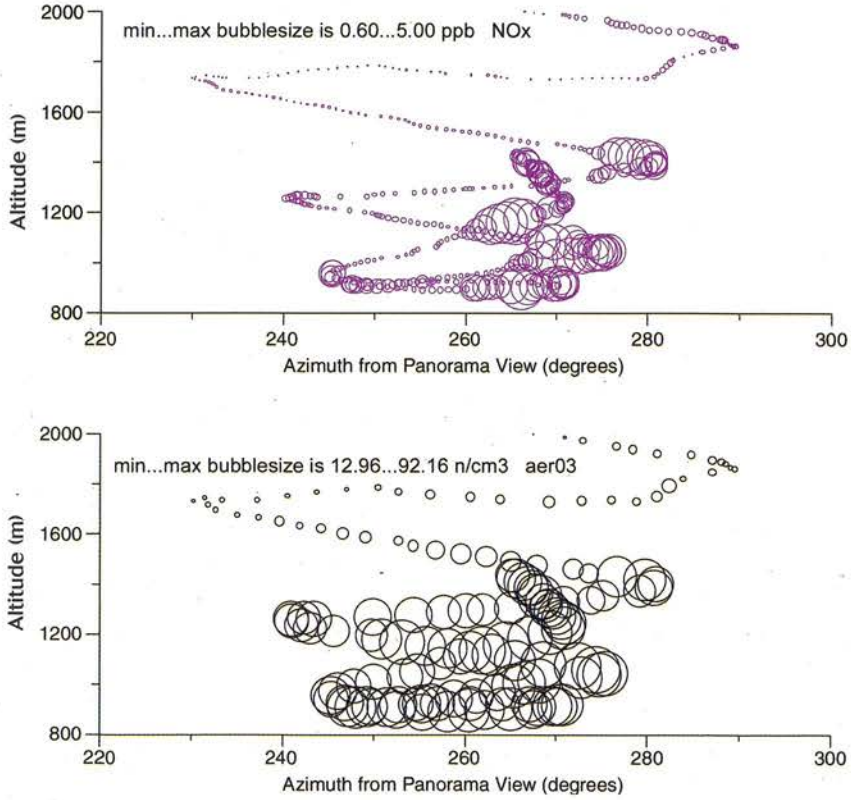


Fig. 3.29 : Représentation panoramique de NOx et d'aérosols selon une coupe transversale près d'Aoste au cours du vol de la matinée du 1er août. Le sillage du vol projeté sur un plan horizontal est représenté sur la partie supérieure de la figure (coordonnées polaires). L'observateur des panoramas est placé à l'origine de la carte en coordonnées polaires, le regard tourné vers l'ouest (azimut allant de 230 à 290°). La concentration de NOx est distribuée de manière très hétérogène avec des maxima dans la partie nord (partie droite du panorama), près du versant ensoleillé, au-dessus du côté le plus peuplé de la vallée. A cet endroit, le début de la convection est plus intense que sur la pente sud à l'ombre. Les différences sont beaucoup moins prononcées pour les aérosols car ils ne sont pas produits par des émissions près d'Aoste, mais proviennent plutôt de la brume de la vallée entière. La taille des symboles pour la concentration de NOx va de 0.6 à 5 ppb et de 13 à 92 particules/cm³ pour les aérosols de 0.3 micromètres.

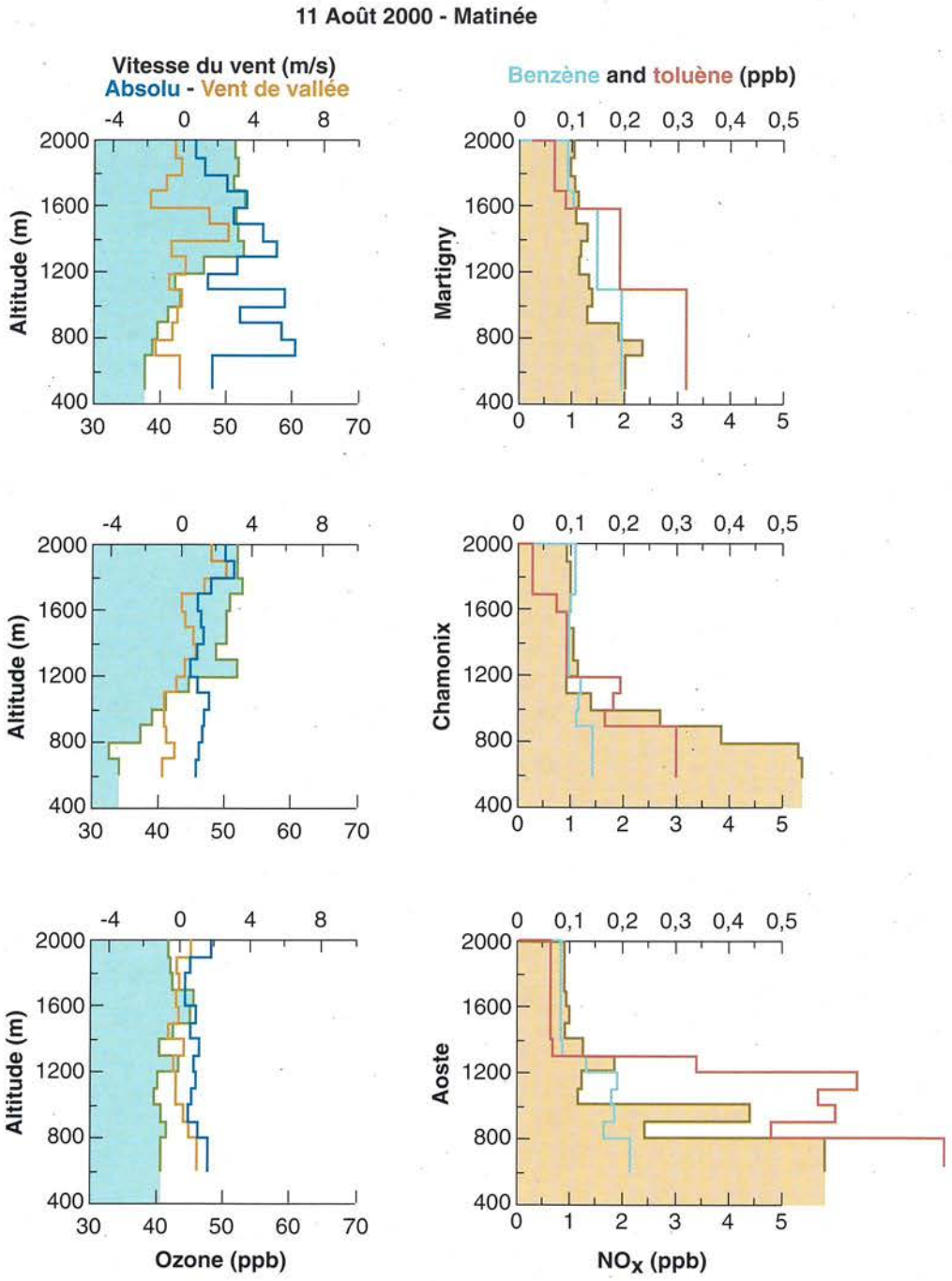


Fig. 3.30 : Le vent est indiqué en vitesse absolue (ligne bleues, valeurs toujours positives) et la composante remontant la vallée (ligne ocre), les valeurs négatives indiquent que le vent descend la vallée). Matinée du 11 août : Les concentrations moyennes de NOx près d'Aoste et de Chamonix dépassent 5 ppb (concentrations maximales de 13 ppb). Les concentrations maximales et moyennes sont environ la moitié plus faible près de Martigny. Le rapport toluène/benzène est particulièrement élevé près d'Aoste (pollution locale récente de COV).

Une faible brise de vallée s'est établie près de Chamonix et d'Aoste. Près de Martigny seul un faible courant en direction des vallées latérales est détectable à environ 1500 m. Vents faibles aussi à 2000 m.

Le pool d'ozone est épuisé dans la couche limite de Martigny et de Chamonix. Dans la couche réservoir, les concentrations avoisinent 50 ppb. Au-dessus d'Aoste, le profil d'ozone est homogène avec des concentrations basses d'environ 40 ppb.

Après les cas présentés dans les figures précédentes, nous essayons de répondre à 3 des questions originales.

QUESTION 1 : *De quelle hauteur sont les concentrations de polluants maximales arrivées le long des versants depuis la zone d'émissions jusqu'à la limite de la forêt ?*

Au cours des 4 après-midi d'été et probablement pendant toute la journée durant l'hiver (seuls 2 vols environ à la mi-journée), la pollution la plus importante était principalement confinée en dessous de 1600 ou 1800 m. Toutefois, des panaches thermiques naissant le long des pentes ont par moment emporté des paquets d'air pollué jusqu'à au moins 2000 m (phénomène documenté dans les séries chronologiques et dans les profils verticaux). Cette question sera reprise au chapitre 2.2.4 lors des comparaisons avec les stations au sol.

QUESTION 2 : *A quoi ressemble une distribution typique d'immissions en coupe transversale dans la vallée ?*

De nombreux exemples de coupes transversales dans les 3 vallées près d'Aoste, de Sallanches-Chamonix et de Martigny ainsi qu'occasionnellement au-dessus de Courmayeur (relativement haut) et près du Grand Saint-Bernard sont présentés. Tous ces exemples montrent une certaine stratification, mais la limite supérieure de la couche limite n'est pas uniforme et souvent les concentrations maximales sont mesurées le long des pentes ensoleillées.

QUESTION 3 : *A quoi ressemble une répartition typique d'immissions en profil longitudinal d'une vallée choisie ?*

On ne peut répondre à cette question de manière précise parce qu'il n'a pas été possible d'effectuer plusieurs coupes (différentes altitudes) le long des vallées. Toutefois, un des rares exemples de vol longitudinal entre Sallanches et Chamonix montre que les changements sont minimes à une altitude de 1500 m. Un autre exemple près de Martigny montre une certaine structure longitudinale à un niveau plus bas (environ 700 m ou 300 m au-dessus du sol). Des coupes longitudinales plus systématiques pourraient être obtenues en concentrant les mesures sur une région seulement.

3.2.3.3 L'ozone

Certains aspects importants des profils d'ozone dans les vallées (jusqu'à 2000 m) ont déjà été discutés. Les profils d'ozone (et de quelques autres paramètres) sont examinés entre 2000 et 4500 m (figure 3.31).

Les résultats seront commentés plus tard. En particulier est posée la question concernant l'origine des maxima d'ozone à plus de 4000 m.

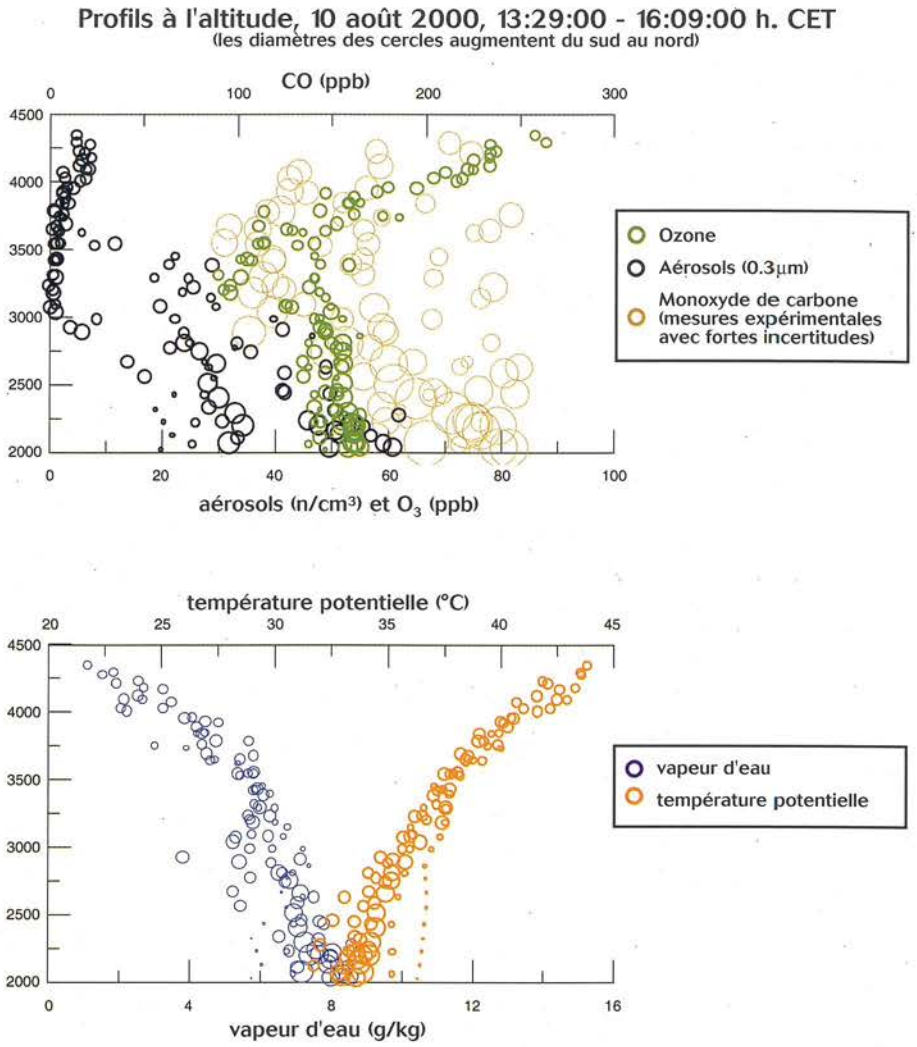


Fig. 3.31 : Profils de l'après-midi du 10 août 2000 : La concentration maximale d'ozone au-dessus de 3800 m est plus prononcée que dans le cas du 1er août (presque 90 ppb au-dessus d'une couche contenant 30 à 50 ppb). La concentration d'aérosols est légèrement plus élevée dans la couche maximale d'ozone. La qualité des données pour le monoxyde de carbone n'est pas suffisamment bonne pour permettre une interprétation. En dessous de 3800 m, l'ozone et les aérosols sont distribués de manière très hétérogène sans indication d'un gradient nord-sud (taille des cercles). Le profil de la température potentielle suggère que la convection atteint environ 3500 m, injectant de l'air de la couche limite jusqu'à cette altitude. La concentration d'ozone maximale est située au-dessus de l'inversion (augmentation brusque de la température potentielle) où l'air est très sec (moins de 1g de vapeur d'eau par kg d'air sec).

3.2.4 Interprétations

Après la présentation des différentes séries chronologiques et des profils verticaux des polluants primaires et de l'ozone, nous allons essayer de trouver des interprétations générales pour les observations récoltées au cours des 7 vols estivaux et des 2 vols hivernaux.

Plusieurs hypothèses et conclusions ont déjà été mises en évidence dans la partie descriptive. Ce que nous présentons ci-dessous sont 4 questions tirées du projet original nécessitant une vue d'ensemble sur tous les cas étudiés ainsi que des comparaisons entre les 3 vallées étudiées ici et d'autres régions.

3.2.4.1 Quelle est la cause du maximum d'ozone à 4 km d'altitude ?

QUESTION 4 : *A quelle altitude se trouvent les maxima d'O_3 (couche de réservoir d'ozone et précurseurs de ce côté) et d'où viennent-elles ?*

Le réservoir le plus important a été détecté au cours de tous les jours d'été à des altitudes supérieures à 3500 m, avec quelquefois un maximum clairement marqué à 4000 m. Nous parlons généralement de réservoir lorsque l'ozone et ses précurseurs du jour précédent sont présents dans une couche épaisse de quelques centaines de mètres au-dessus du sol. De tels exemples peuvent être examinés principalement au-dessus de 1200 m.

En principe, de telles couches réservoirs sont également possibles à des altitudes beaucoup plus élevées lorsque de l'air de la couche limite a été transporté à de telles altitudes le jour précédent. Le fait que la concentration d'aérosols augmente dans la couche maximale d'ozone (fig. 3.31) et que les concentrations de monoxyde de carbone et de NOy sont positivement corrélées (diagramme supérieur de la fig. 3.32) permet d'avancer l'hypothèse que les maxima d'ozone détectés à haute altitude à chaque jour d'été sont des couches réservoirs provenant de la couche limite. Même l'argument que l'air est sec et contient peu d'aérosols ne contredit pas vraiment cette hypothèse, étant donné que la vapeur d'eau de l'air de la couche limite se condense et forme des nuages (phénomène normal lorsque la convection atteint des altitudes élevées) ce qui assèche l'air et le nettoie de ses constituants solubles dans l'eau, mais l'air asséché conserve la même concentration d'ozone étant donné que ce dernier n'est pas soluble dans l'eau. Le meilleur paramètre pour soutenir cette hypothèse serait le monoxyde de carbone, étant donné qu'il est très peu réactif et qu'il est enrichi dans la couche limite. Mais comme nous l'avons déjà souligné auparavant, les mesures de monoxyde de carbone ont été récoltées à titre expérimental et la qualité des données obtenues est insuffisante pour tirer des conclusions plus nettes.

La réponse la plus claire provient peut-être des informations générales sur la situation météorologique rassemblées dans les annexes. Une partie des bulletins météorologiques du 1er août est rapportée à la figure 3.24 de ce rapport. Le sondage vertical de Payerne (appelé TEMP : 2 ballons sondes par jour mesurant la température, l'humidité et le vent) est très révélateur : sur le sondage de minuit, une couche sèche très stable est visible à 4.5 km d'altitude.

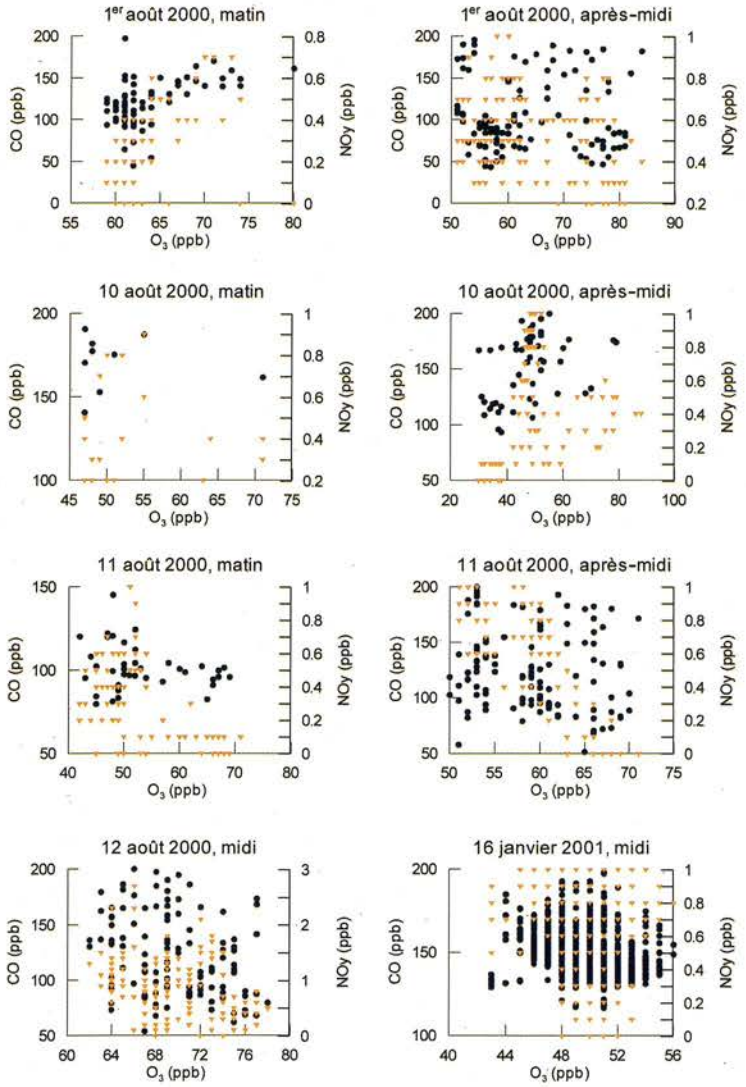


Fig. 3.32 : Corrélations (diagrammes de dispersion) entre les concentrations (signal perturbé) de monoxyde de carbone CO (triangles orange) et d'ozone (points noirs) ainsi qu'entre celles de NOy et celles d'ozone aux altitudes supérieures à 3000 m sur la base des moyennes secondaires des données originales. A part pour les données du matin du 1er août, aucun tendance ne se dessine.

Cette couche d'air très sec s'étend jusqu'à 12 km d'altitude. Le TEMP aux environs de midi a une structure similaire, mais la couche d'air sec descend en dessous de 4 km. Par conséquent, il semble que l'air sec de la mi-troposphère se soit abaissé sous l'influence de la haute pression au-dessus des Alpes (phénomène appelé subsidence et qui cause l'absence de nuages dans une région anticyclonique). Une intrusion d'air stratosphérique ou un transport d'ozone sur une longue distance a pu avoir lieu dans cette masse d'air quelques jours auparavant.

Etonnamment, les TEMP de Payerne du 10 au 12 août montrent une structure similaire.

Par conséquent, nous arrivons à la conclusion que la couche contenant les maxima d'ozone observés le 1er et le 10 août proviennent des couches supérieures de l'atmosphère et ne sont pas des couches réservoirs régionales. Cette conclusion est en outre en accord avec l'absence de corrélation entre les concentrations de CO et de NOy et la concentration d'ozone des niveaux élevés dans 6 des 7 cas estivaux. De plus, les TEMP des 3 jours d'août du 10 au 12 concordent avec les profils d'ozone : la subsidence a fait descendre l'air sec pendant les 3 jours.

Ayant éliminé l'origine régionale de cette riche couche d'ozone, deux possibilités subsistent encore : l'intrusion d'air stratosphérique ou le transport sur une longue distance. Pour l'instant, nous ne pouvons que spéculer sur ces 2 hypothèses restantes, étant donné que nous n'avons pas assez d'arguments pour les distinguer entre les deux. Le transport d'ozone sur des distances importantes depuis l'Espagne ou même à travers l'Atlantique (Stohl et al., 2001; Forster et al., 2001) est possible. La situation météorologique des jours précédents n'était pas typique pour des intrusions d'air stratosphérique telles que le décrivent Appenzeller et Davies (1992) ou Feldmann et al. (1999). Malgré cela cette hypothèse ne peut pas être écartée pour l'instant.

Par conséquent, nous avons déterminé 3 sources susceptibles de contribuer au budget régional d'ozone des vallées limitrophes au Mont Blanc. Chaque source peut contribuer pour 0 et 10 ppb d'ozone venant s'additionner à la concentration de base de 50 ppb pendant l'été :

(I) L'ozone **advecté** dans la couche limite et au-dessus de celle-ci (couches réservoirs) des régions limitrophes au pied des Alpes (bassin lémanique et vallée du Pô).

(II) L'ozone provenant de la **haute troposphère** (origine stratosphérique ou transport longue distance).

(III) La production photochimique locale.

3.2.4.2 Quelle est la quantité de pollution transportée par le vent ?

Trois questions originales peuvent être groupées et traitées ensemble :

QUESTION 5 : *Quelle quantité de polluants est, dans le courant de la journée, transportée des vallées en altitude ?*

QUESTION 6 : *Quelle est la charge d'ozone en altitude en fonction des concentrations dans la vallée ?*

QUESTION 7 : *Rapports entre la situation météorologique et les immissions à différentes altitudes ?*

L'aspect vertical des 3 questions a été traité au cours de la discussion sur les coupes transversales individuelles des NOx près d'Aoste, Chamonix et Martigny et sur les profils moyennés des NOx, de 2 COV, de l'ozone et du vent. En ce qui concerne les polluants primaires, les concentrations mesurées à 2000 m correspondent à la moitié de celles mesurées à 1000 m. Cette règle empirique déduite des différents profils sera extrapolée au fond des vallées au chapitre 3.2.4.4, lors de la comparaison avec le réseau des stations au sol.

Des réponses plus générales ne peuvent pas être données, parce que le nombre de cas est trop restreint et aucune modélisation n'a été faite. Lorsque les questions ont été formulées dans le projet original, il avait été prévu un plus grand nombre de jours d'observation et l'application d'un modèle de convection était envisagée (ALPTHERM, Liechti et Neininger, 1993).

Un réponse possible à la question 6 est qu'au cours des jours d'été, nous avons attendu au moins 50 à 60 ppb d'ozone à 2000 m d'altitude. Avant midi, la concentration d'ozone est généralement inférieure et pendant l'après-midi le profil vertical est bien brassé avec des concentrations similaires à toutes les altitudes jusqu'aux sommets des montagnes. Dans les situations où l'ozone des couches supérieures est bien brassé dans les couches plus basses, les concentrations peuvent augmenter de 10 ppb à tous les niveaux entre les sommets des montagnes et le fond des vallées. D'autre part, l'ozone formé dans la couche limite et emporté par la convection est détecté à plus de 3000 m. Toutefois, les concentrations d'ozone mesurées durant l'après-midi étaient nettement plus homogènes que celles de ses précurseurs.

En plus des questions mentionnées ci-dessus, nous avons essayé de cerner la problématique du transport horizontal dans les 3 vallées. Dans ce but, nous avons calculé les flux horizontaux de polluants primaires au travers des coupes transversales dans les endroits où les vols avaient été effectués à la manière d'un "rideau" de mesures tendu en travers des vallées. Trois types de données sont nécessaires pour ces calculs.

1) La forme géométrique de la coupe transversale à travers laquelle l'air s'écoule. Les coupes des vallées (ou des vallées latérales près de Martigny pour le Valais) ont été obtenues à partir de données topographiques digitales (fig. 3.33).

2) Les concentrations aux abords des coupes transversales sont obtenues à partir des profils moyennés.

3) Les vecteurs de vent appropriés pour les coupes transversales sont également calculés. Leurs composantes perpendiculaires aux coupes transversales sont reportées comme lignes rouges sur les profils moyennés. La figure 3.34 livre les explications nécessaires.

Sur la base de ces données, le calcul des flux est simple : le flux d'un polluant (ou de la masse d'air traversant les surfaces verticales virtuelles) est le produit de la concentration massique, des composantes du vent et de l'aire correspondante. Les légendes des figures 3.33 à 3.36 expliquent la procédure et les résultats.

Un seul exemple de résultat graphique est fourni en dessous de la figure 3.35 où le flux était renforcé près d'Aoste, indiquant une advection d'air pollué plus importante que lors des autres jours. Les concentrations et le flux sont reportés sur le tableau 3.5.

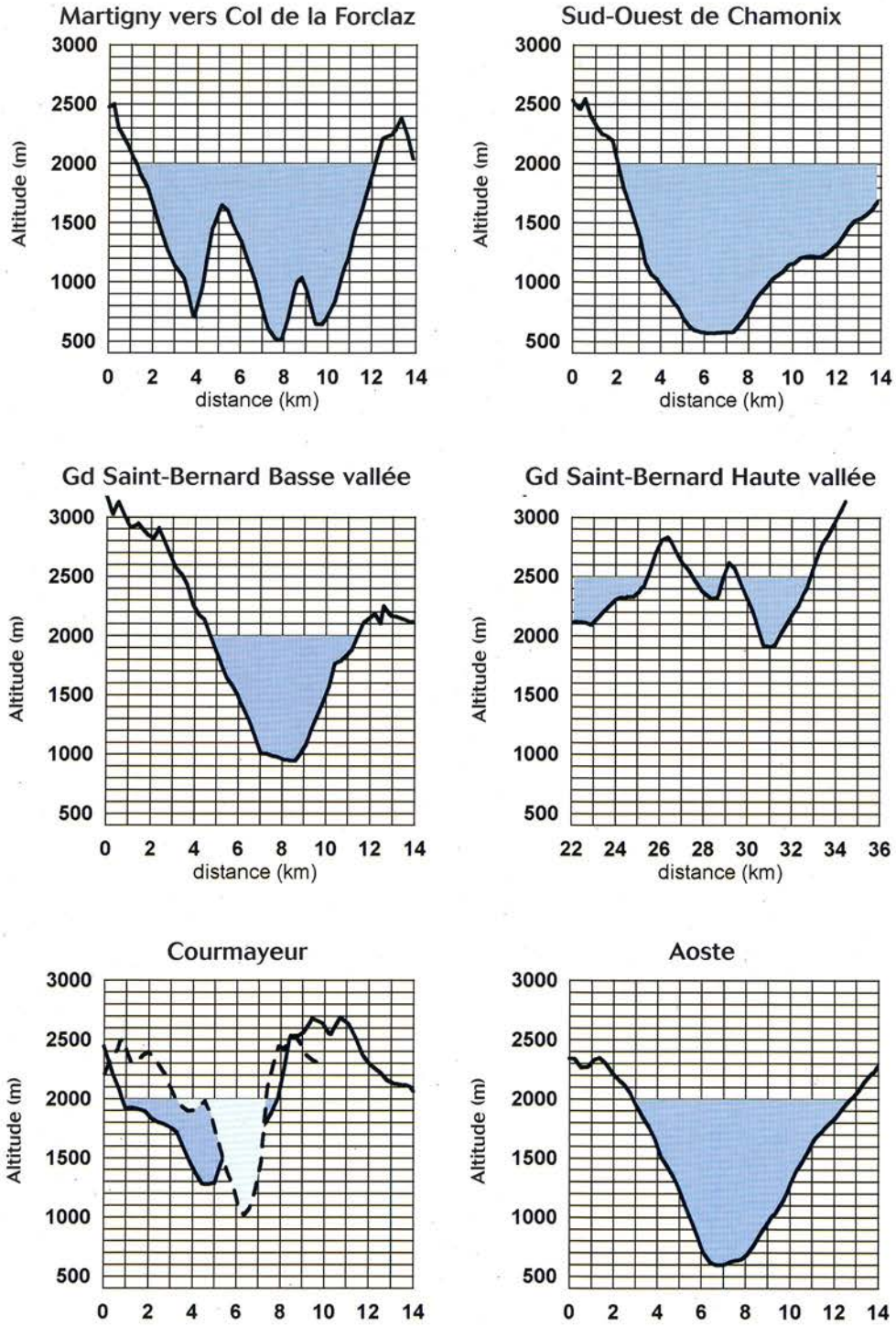


Fig. 3.33 : Coupes transversales près d'Aoste, Chamonix-Sallanches, Martigny, de la partie inférieure du Gd St-Bernard à proximité du col et au-dessus de Courmayeur. Les coupes transversales ont été obtenues à partir de données topographiques digitales (fig.3.35). Le but de ces coupes transversales était d'obtenir des aires en fonction de la hauteur à une précision de 100 m. Cette précision correspond aux profils moyennés des polluants et des vents. Un exemple : une couche entre 1900 et 2000 m près d'Aoste a une largeur d'environ 9.5 km donnant un flux volumique (multiplication de l'aire du plan par le vecteur de vent perpendiculaire 0.1 km x 9.5 km = 0.95 km²).

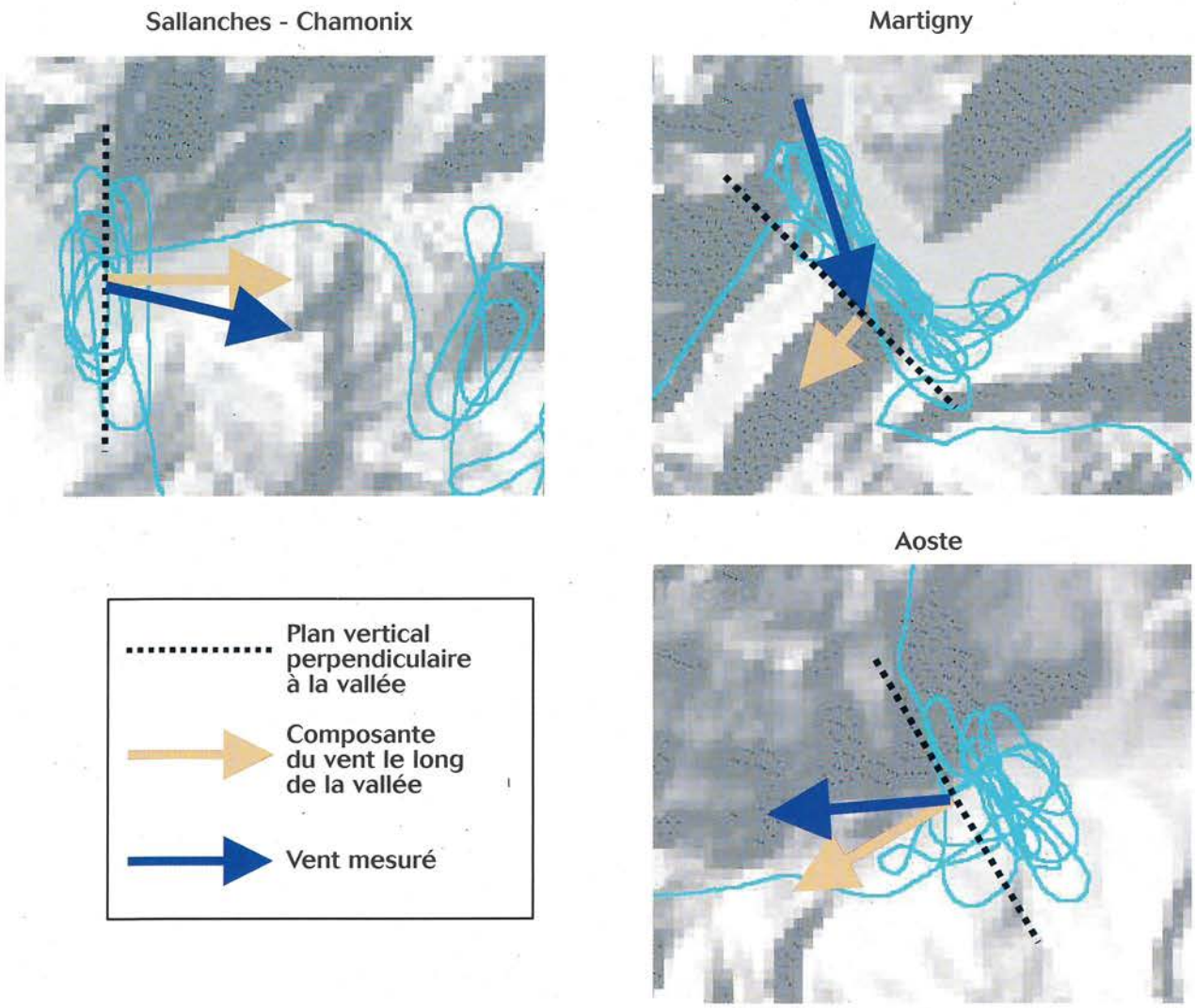


Fig. 3.34 : Dans les vallées d'Aoste et de Chamonix, le calcul de la composante de vent parallèle à la vallée est simple. Le vent mesuré (vecteurs bleus) et la composante alignée sur l'axe de la vallée (vecteurs jaunes) sont plus ou moins parallèles. L'opération consistant à diviser le vent en une composante parallèle au sens de la vallée (perpendiculaire à la surface virtuelle de la coupe transversale) est effectuée dans le but de déterminer le signe de la composante du vent (positif pour le vent remontant la vallée, négatif pour le vent descendant la vallée). La situation est plus compliquée près de Martigny. La même procédure mathématique a été effectuée : le vent réel a été divisé en 2 composantes, une parallèle aux coupes transversales et l'autre perpendiculaire à ces dernières. Toutefois, la coupe transversale près de Martigny n'était pas exactement en travers de la vallée principale (vallée du Rhône), mais parallèle à certains vols "rideau" (les lignes bleues montrent le tracé de vol) définissant ainsi le flux en direction des vallées latérales. La composante de vallée remontant la vallée est très sensible à la sélection de la direction de l'avion. Par conséquent, les valeurs absolues des composantes du vent et des flux près de Martigny ne peuvent pas être prises très au sérieux. Ces valeurs indiquent seulement si une composante en direction des vallées latérales existe ou si l'air sort des vallées latérales.

Pour le calcul des flux, les composantes ont été calculées avec le même degré de précision verticale que les profils moyennés des polluants (fig. 3.30) et que les aires géométriques des vallées (fig. 3.33). Les valeurs de ces composantes sont données en tant que profils moyennés de vent, la ligne bleue indiquant la valeur absolue de la vitesse du vent et la ligne rouge étant utilisée pour la composante de vent remontant la vallée. Un exemple : prenons le cadre supérieur de la fig. 3.30 (Martigny, après-midi du 11août). La flèche bleue dessinée entre 900 et 1000 m indique une vitesse moyenne du vent d'environ 6 m/s et la flèche rouge indique que la composante moyenne de vent en direction du Gd St-Bernard et du Col de la Forclaz est d'environ 1 m/s. La vitesse du vent multipliée par la surface de la coupe transversale à cette altitude (environ 0.4 km² voir fig. 3.33) et donne le flux volumique ou un flux massique d'air sortant de la vallée du Rhône sur une épaisseur de 100 m en direction de vallées latérales. Connaissant les rapports de mélange et les masses respectives des polluants, le flux massique de chaque polluant peut aisément être calculé. La somme de toutes les couches jusqu'au sommet de la couche brassée (paramètre extrait des profils) donne le flux massique total s'écoulant à travers les coupes transversales définies. La liste de toutes les valeurs (surfaces, composantes de vent et flux des différents polluants) est donnée dans un tableau de la fin de l'annexe J. Le flux des NOx à la fig. 3.35 est le seul exemple livré ici.

Le résultat principal de cet exercice est que les flux de pollution remontant les vallées varie fortement de jour en jour, mais semble être bien organisé durant l'après-midi avec une convergence en direction des sommets les plus hauts. La même conclusion peut être tirée en ne considérant que les profils de vent, mais grâce à la méthode choisie ici, il est possible d'estimer les masses de polluants transportés par heure. Ceux-ci peuvent être comparés avec les émissions répertoriées dans la région étudiée afin de se faire une idée de l'importance relative des émissions locales.

Exemple : Prenons le flux de NOx près d'Aoste du tableau 3.5 (285 kg/h). L'ensemble des émissions entre Aoste et Pont St-Martin (aux abords de la vallée du Pô) n'est pas connu, mais peut être estimé à 70 kg/h (correspondant au minimum du flux de NOx remontant la vallée observé pendant l'après-midi du 1er août). Par conséquent, nous estimons que 75 % de la pollution de NOx s'écoulant en direction des montagnes pendant l'après-midi provenait de la vallée du Pô.

Ces 75 % représentent la limite inférieure du pourcentage de pollution "importée" dans ce cas, pour autant qu'on considère que les émissions régionales soient identiques à celles du 1er août et qu'aucune pollution externe ne se soit écoulée dans la vallée (ce qui n'est vraisemblablement pas réaliste, donc le pourcentage du 11 août était probablement plus élevé). Le résultat pourrait être amélioré en connaissant l'ensemble des émissions de cette région.

Les 114 kg/h sous le vent près de Sallanches signifient que ce flux s'approche de Chamonix. Les émissions provenant de Chamonix doivent y être ajoutées pour obtenir le flux total en direction des hautes montagnes. Les valeurs obtenues pour les flux provenant de la vallée du Rhône en direction des cols (C. Forclaz/G. St-Bernard) ne sont pas fiables (voir les explications du tableau 3.5).

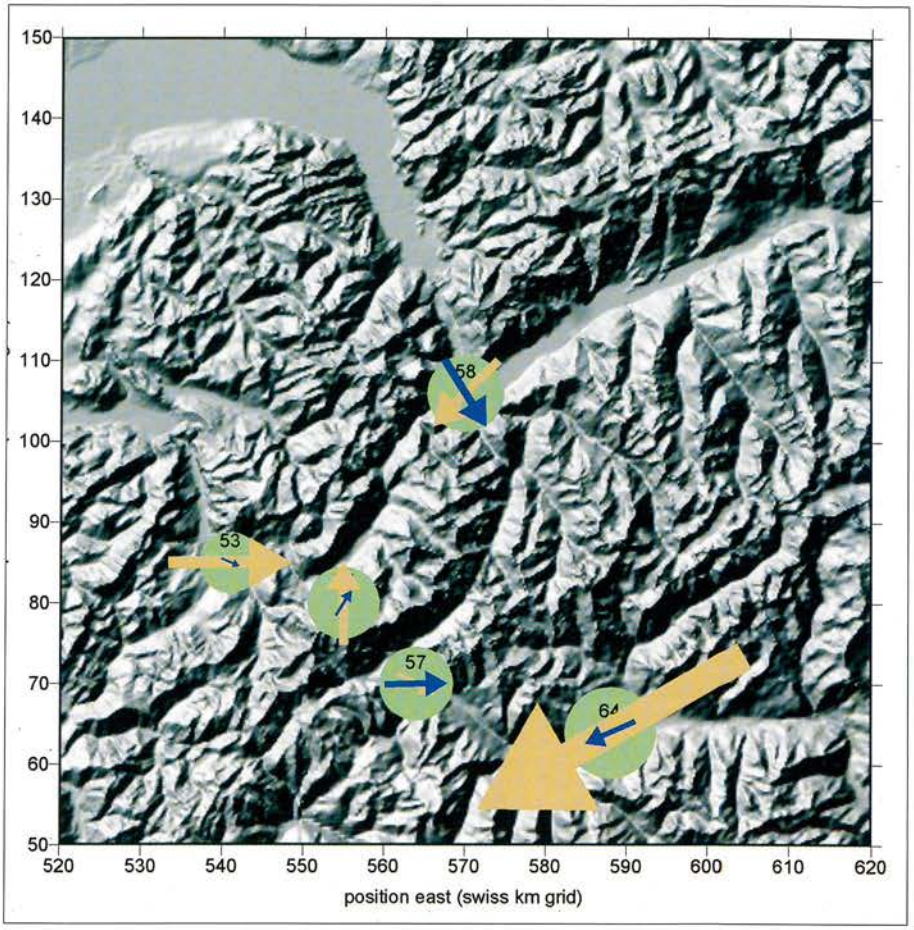


Fig. 3.35 : Flux de NOx mesurés pendant le vol de l'après-midi du 11 août 2000.
Concentrations moyennes d'ozone (proportionnelles à la taille des cercles, valeurs en ppb de O_3), le vent moyen (vecteurs bleus) et les flux moyens de NOx (vecteurs rouges) près de Martigny (en direction des vallées latérales), près de Sallanches (en direction de Chamonix), près d'Aoste au-dessus de Courmayeur (flux négatif descendant la vallée) et au-dessus de 2000 m du sud au nord. A l'exception des flux d'altitude, tous les flux ont été calculés dans les limites de la couche limite avec un vent plus ou moins uniforme (en dessous de 1600 m près de Martigny, de Sallanches et d'Aoste; en dessous de 1900 m au-dessus de Courmayeur). Le flux du nord au sud en altitude (au-dessus de 2500 m) a été calculé au travers d'une surface virtuelle orientée d'est en ouest de 1.5 km de hauteur et 5 km de largeur. Les flèches rouges n'indiquent pas seulement la composante du vent (voir explications à la fig. 3.34), mais également le produit du vent, de la surface, de la densité et de la concentration de NOx. L'échelle des flèches est de 50 kg/h NOx ou 285 kg/h près d'Aoste (liste de toutes les valeurs dans le tableau 3.5).

Tableau 3.5

Concentrations moyennes et flux de pollution : Les valeurs des flux NOx sont en caractères gras. Les paramètres sont des moyennes sur les coupes transversales : mFFF : vitesse du vent moyen (valeurs absolues des vecteurs de vent moyen) ; avO_3, avNOx, avbz, avtol : moyenne des concentrations d'ozone, NOx, benzène et toluène ; flxWind : composante du vent dans la direction remontant la vallée ; mflx : flux massique d'air ; O_3flx, NOxflx, bzflx, tolflx : flux d'ozone, NOx, benzène et toluène. Le matin les flux sont faibles ou négatifs (descendant la vallée). D'autres flux négatifs s'écoulent systématiquement au-dessus de Courmayeur ou près de Martigny, lors des retours en fin d'après-midi ou en hiver près d'Aoste. Le flux descendant la vallée très en dessus de Courmayeur peut indiquer qu'une circulation dans le sens contraire au flux de la vallée prend naissance à proximité des hautes montagnes. Cette tentative d'interprétation mériterait d'être examinée plus en détail. Comme déjà mentionné à la fig. 3.5, le procédé de calcul est imprécis pour la situation complexe près de Martigny.

date et région	mFFF m/s	O_3 ppb	NOx ppb	Benzène ppt	Toluène ppt	flxWind m/s	mflx 1e6t/h	O_3flx kg/h	NOxflx kg/h	bzflx kg/h	tolflx kg/h
1 août matinée											
au-dessus de 2.5 km	4.6	63.6	0.10	46	24	1.1	23.1	2361.8	**3.8**	2.5	1.7
Martigny (départ)	3.4	52.0	0.78	139	285	0.2	4.6	437.9	**2.4**	1.7	4.0
Sallanches-Chamonix	0.4	65.0	0.61	105	98	-0.4	-3.0	-311.2	**-2.6**	-0.8	-0.9
Aoste	1.1	70.5	1.27	172	427	1.1	13.0	1502.5	**31.0**	6.1	17.8
1 août après-midi											
au-dessus de 2.5 km	3.5	57.4	0.50	75	40	2.0	47.3	4109.2	**42.7**	11.3	7.1
Martigny (départ)	3.1	56.7	1.49	157	299	1.2	47.3	3879.8	**61.4**	12.4	29.7
Martigny (arrivée)	4.3	65.9	1.64	137	144	-0.6	-21.0	-1967.5	**-52.7**	-8.8	-10.9
Sallanches-Chamonix	3.9	54.3	1.34	106	121	3.2	81.0	7136.1	**139.1**	22.0	27.2
Courmayeur	7.5	53.6	0.90	71	26	-4.3	-24.2	-2145.7	**-35.6**	-4.6	-2.0
Aoste	1.4	70.2	2.35	155	229	0.9	0.2	583.4	**74.2**	3.6	7.4
10 août matinée											
au-dessus de 2.5 km	1.1	52.7	0.18	63	37	-0.9	-11.6	-1251.0	**-3.3**	-3.9	-2.7
Martigny (départ)	3.9	41.1	1.11	202	376	-0.2	2.6	254.7	**0.2**	0.9	0.6
10 août après-midi											
au-dessus de 2.5 km	2.5	45.2	0.17	71	40	-0.8	-16.8	-1191.4	**4.9**	-1.0	1.5
Martigny (départ)	6.1	58.8	1.03	193	275	1.1	34.7	3251.6	**28.7**	16.0	20.1
Sallanches-Chamonix	1.8	55.7	0.74	137	150	1.7	39.8	3658.7	**47.3**	14.1	17.9
Courmayeur	5.7	45.6	0.79	149	186	-3.9	-19.4	-1473.2	**-24.1**	-9.2	-13.7
Aoste	3.7	63.7	1.22	156	187	3.7	44.8	4750.9	**95.0**	18.7	26.7
Gd St-Bernard top	4.5	51.6	0.70	102	66	3.7	14.7	1247.8	**15.6**	4.0	3.1
Nord du Gd St-Bernard	4.9	55.9	1.07	132	120	4.7	66.4	6154.0	**111.9**	23.5	25.3
11 août matinée											
au-dessus de 2.5 km	0.9	57.9	0.45	57	21	0.5	10.6	1241.3	**8.4**	1.6	0.7
Martigny (départ)	3.2	40.1	1.76	189	300	-0.4	-3.8	-254.8	**-11.4**	-2.8	-5.2
Martigny (arrivée)	0.9	49.9	1.88	170	221	0.7	7.4	628.0	**15.0**	2.0	2.4
Sallanches-Chamonix	0.7	38.1	3.26	130	241	-0.7	-6.9	-433.7	**-33.8**	-2.2	-5.1
Courmayeur	2.2	42.8	0.83	104	87	-2.2	-11.9	-840.1	**-15.7**	-3.4	-3.3
Aoste	0.3	40.8	2.99	172	539	0.3	1.9	141.7	**25.9**	1.5	7.7
11 août après-midi											
au-dessus de 2.5 km	2.7	56.7	0.90	76	34	2.3	52.2	5004.6	**78.0**	11.2	5.7
Martigny (départ)	7.3	58.3	2.20	191	254	1.7	32.0	2982.4	**86.6**	15.9	24.0
Sallanches-Chamonix	1.8	52.6	1.82	98	106	1.7	39.6	3451.1	**114.2**	11.0	14.0
Courmayeur	5.8	57.2	1.06	162	201	-4.9	-23.6	-2234.7	**-39.4**	-8.9	-13.5
Aoste	5.1	63.7	2.45	178	190	5.1	74.4	7902.4	**285.3**	34.4	41.7
12 août matinée											
au-dessus de 2.5 km	0.6	70.0	0.95	84	33	0.6	12.5	1436.5	**14.8**	3.2	1.2
Martigny (départ)	1.5	50.8	1.51	223	406	1.2	9.4	808.4	**17.3**	2.9	3.9
Martigny (arrivée)	10.6	75.7	1.36	138	111	3.2	68.1	8481.5	**125.1**	25.4	23.4
Sallanches-Chamonix	1.4	71.4	1.84	168	195	1.2	19.6	2317.3	**50.0**	8.4	10.1
Courmayeur	1.1	63.6	1.83	90	57	-1.1	-6.1	-644.5	**-17.0**	-1.5	-1.1
Aoste	2.2	61.6	2.06	209	465	2.1	32.3	3306.7	**97.2**	18.1	44.1
16 janvier matinée		avCO ppb						COflux kg/h			
au-dessus de 2.5 km	7.1	150.0	0.68	77	86	3.5	86.4	12596.9	**91.3**	41.6	23.4
Martigny (départ)	4.1	453.0	7.86	289	436	0.7	13.4	3176.9	**117.1**	5.6	6.8
Martigny (arrivée)	3.0	189.8	7.61	224	326	2.0	36.0	6467.0	**393.7**	17.2	21.7
Sallanches-Chamonix	0.2	372.4	28.93	580	1059	0.2	-0.6	402.3	**120.0**	3.7	10.4
Aoste	0.2	257.4	11.52	405	582	-0.2	-2.2	-905.7	**-90.5**	-3.2	-6.6
17 janvier matinée											
Martigny (départ)	2.6	152.4	6.24	285	325	0.7	3.4	400.1	**23.0**	1.7	1.7

3.2.4.3 Quelles conclusions pouvons-nous tirer des concentrations de COV et de leurs rapports ?

Tout d'abord les COV (composés organiques volatils) sont également des polluants primaires ayant différents effets négatifs sur la santé (par ex. benzène). D'autre part les COV sont d'importants précurseurs pour la formation d'ozone. Le rôle des COV en tant que précurseurs a déjà été évoqué sur la base de quelques données au chapitre 3.2.3.2. Dans le chapitre présent, nous voulons mettre les COV en évidence en tant que traceurs intéressants dans l'évolution d'une masse d'air.

*Fig. 3.36 : Quelques COV mesurés par le chromatographe en phase gazeuse à bord de l'avion lors des 2 vols du 11 août : **n4 :** n-butane ; **i5 :** iso-pentane ; **2mp :** 2-méthyl-pentane ; **3mp :** 3-méthyl-pentane ; **bz :** benzène ; **i8 :** iso-octane ; **tol :** toluène ; **ebz :** éthyl- benzène ; **mpx :** m&p-xylène ; **ox :** o-xylène ; **n9 :** n-nonane.. Les endroits où les chromatogrammes ont été effectués sont indiqués dans les séries chronologiques de la fig. 3.28.*
Les concentrations maximales des 2 vols (matin et après-midi) se trouvent dans les vallées près de Martigny, Sallanches, Aoste et au retour vers Martigny.

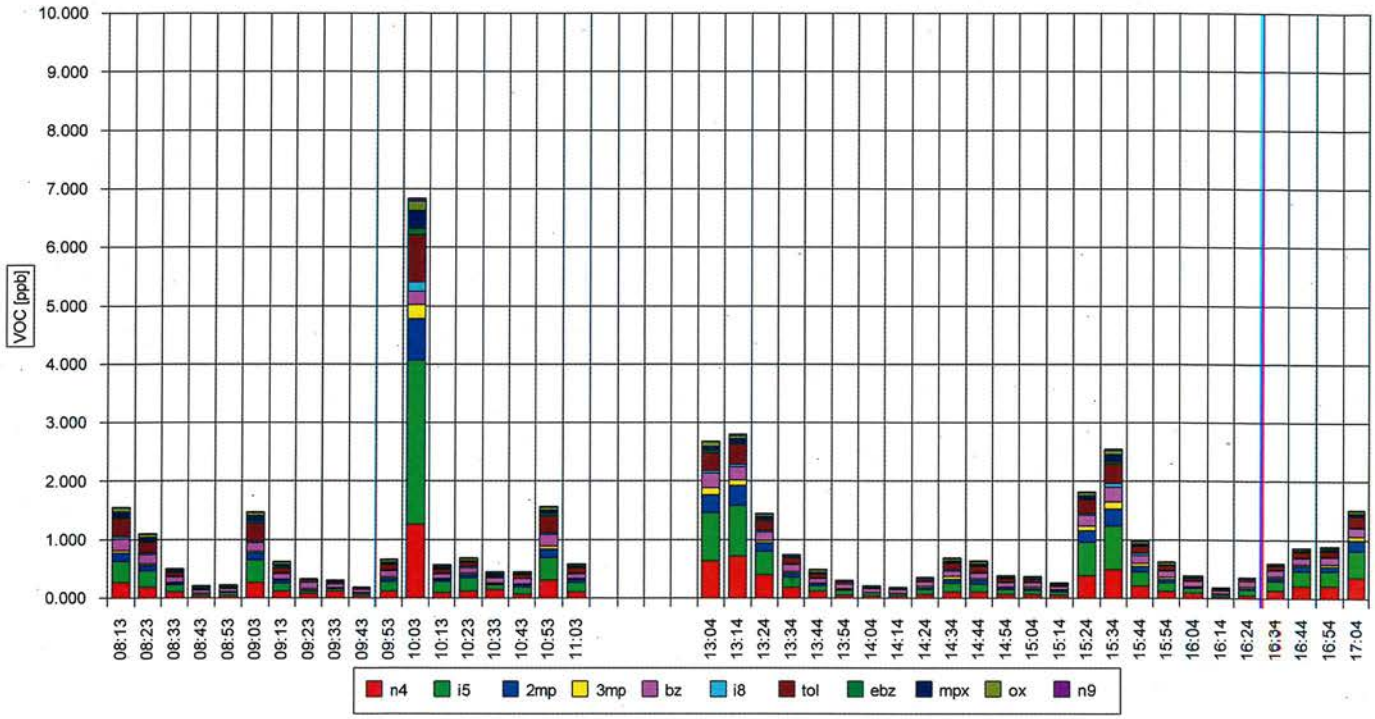


Fig. 3.39 : Résumé des concentrations de COV ainsi que des quotients COV/COV et COV/NO_2.
Les résultats ont été choisis à partir de vols à des niveaux bas et regroupés par région et par saison. A l'intérieur des régions (3 couleurs), les données sont ordonnées selon le moment de la journée (indépendamment des vols, identification des vols dans la première colonne). Les données mesurées pendant l'après-midi (meilleures conditions de brassage) sont écrites sur fond plus clair.

Vol		Lieu	Heure	Benzène (ppt)	Toluène (ppt)	m,p-xylène (ppt)	Toluène ft	Toluène/ Benzène (rapport)	m,p-xylène/ Benzène (rapport)	NO_2 (ppb)	Benzène /NO_2 (rapport)	Toluène/ NO_2 (rapport)
000810A (1)	1	Martigny	8:02	244	572	126	37	2,344	0,516	1,43	0,171	0,400
000811A	1	Martigny	8:13	195	318	83	22	1,631	0,426	1,16	0,168	0,274
000801A	1	Martigny	8:14	145	350	113	27	2,414	0,779	0,86	0,169	0,407
000801A	1	(Martigny)	8:24	128	178	50	27	1,391	0,391	0,44	0,291	0,405
000812A	1	Martigny	9:55	263	533	101	29	2,027	0,384	1,54	0,171	0,346
000810B	1	Martigny	13:04	202	408	97	22	2,020	0,480	1,45	0,139	0,281
000811B	1	Martigny	13:14	228	340	59	35	1,491	0,259	1,69	0,135	0,201
000801B	1	(Martigny)	13:15	251	316	59	35	1,259	0,235	1,21	0,207	0,261
000801B	1	Martigny	13:25	178	385	59	35	2,163	0,331	1,1	0,162	0,350
000812A	1	Martigny	13:25	138	113	15	25	0,819	0,109	1,34	0,103	0,084
000810B	1	Martigny	16:24	192	230	45	24	1,198	0,234	0,97	0,198	0,237
000810B	1	Martigny	16:44	114	205	44	24	1,798	0,386	1,23	0,093	0,167
000811B	1	Martigny	16:54	117	96	21	35	0,821	0,179	1,15	0,102	0,083
000801B (1)	1	Martigny	17:05	179	190	28	35	1,061	0,156	1,09	0,164	0,174
000811A (2)	2	Chamonix	9:03	143	300	91	19	2,098	0,636	1,6	0,089	0,188
000801A	2	Chamonix	9:14	106	100	32	23	0,943	0,302	0,55	0,193	0,182
000812A	2	Chamonix	12:15	194	258	76	15	1,330	0,392	2,02	0,096	0,128
000810B	2	Chamonix	14:14	147	173	44	18	1,177	0,299	0,74	0,199	0,234
000811B	2	Chamonix	14:34	101	109	29	27	1,079	0,287	1,12	0,090	0,097
000801B	2	Chamonix	14:35	118	161	57	21	1,364	0,483	0,96	0,123	0,168
000811B (2)	2	Chamonix	14:44	97	105	25	27	1,082	0,258	1,06	0,092	0,099
000811A (3)	3	Aosta	10:03	217	808	307	38	3,724	1,415	2,5	0,087	0,323
000801A	3	Aosta	10:04	172	427	78	27	2,483	0,453	1,04	0,165	0,411
000812A	3	Aosta	11:05	208	627	175	30	3,014	0,841	2,24	0,093	0,280
000812A	3	Aosta	11:15	214	331	95	30	1,547	0,444	1,42	0,151	0,233
000810B	3	Aosta	15:04	155	197	58	24	1,271	0,374	0,78	0,199	0,253
000810B	3	Aosta	15:14	159	167	43	24	1,050	0,270	0,77	0,206	0,217
000811B	3	Aosta	15:34	258	335	112	42	1,298	0,434	2,5	0,103	0,134
000801B	3	Aosta	15:45	180	275	93	21	1,528	0,517	1,49	0,121	0,185
000801B (3)	3	(Aosta)	15:55	127	179	47	21	1,409	0,370	1,09	0,117	0,164
010116A (4)	4	Martigny	12:11	336	559	173	90	1,664	0,515	5,9	0,057	0,095
010117A	4	Martigny	12:32	348	490	109	93	1,408	0,313	7,52	0,046	0,065
010116A (4)	4	Martigny	15:11	247	370	127	90	1,498	0,514	6,74	0,037	0,055
010116A (5)	5	Chamonix	13:21	806	1615	886	69	2,004	1,099	20,87	0,039	0,077
010116A (6)	6	Aosta	14:21	472	732	372	69	1,551	0,788	10,33	0,046	0,071

La diminution du quotient tol/bz en cours de journée est particulièrement bien illustrée sur la fig. 3.38 où le quotient diminue drastiquement dans les 3 régions entre le matin et la fin de l'après-midi. Cette diminution est moins rapide en hiver parce que la photochimie est moins intense. La durée de la lumière du jour était trop courte pour effectuer 2 vols en un jour. Cette tendance n'est donc pas très bien documentée.

Les quotients COV/NOx, représentés ici par les quotients benzène/NO_2 et toluène/NO_2, sont caractéristiques pour les émissions. Pendant la même saison, ces rapports (voir fig. 3.37) sont pratiquement identiques dans les 3 vallées et typiques pour les émissions dues au trafic et à du carburant évaporé. Mais la différence entre l'été et l'hiver est remarquable avec des concentrations de NOx (ou NO_2) 3 à 4 fois plus élevées que celles des COV. La même remarque s'applique également aux concentrations mesurées par les stations au sol (chapitre 3.2.4.4). Les pertes par évaporation plus faible (ou presque inexistantes pendant les journées très froides) fournissent une explication plausible à ce changement de rapport. De plus les chauffages produisent plus de NOx en hiver et probablement moins de COV. Cette hypothèse pourrait en outre être confirmée en comparant nos valeurs avec le cadastre des sources d'émissions locales. Si une différence majeure résultait de cette comparaison, ce serait une indication pour la révision du cadastre des émissions.

Certains COV biogéniques (émis par des plantes) ont également été mesurés (isoprène et a-pinène du groupe des terpènes). Leurs concentrations étaient très faibles comparées aux COV anthropogéniques. Les concentrations variaient entre 20 et 300 ppt. En hiver, ces concentrations étaient plus basses que le niveau de détection (<10 ppt). La concentration de a-pinène était toujours en dessous du niveau de détection de 5 ppt. Les COV biogéniques peuvent contribuer à la formation d'ozone (POLLUMET-report ; BUWAL/OFEFP 1996 a, b) particulièrement lorsque les concentrations de NOx sont élevées (chimie limitée des COV ce qui est uniquement le cas dans les grandes villes). Dans une étude qui montrait l'importance des émissions biogéniques (Obermeier et al., 1995) plus de 12 ppb d'O_3 furent produits en plus des 100 ppb d'O_3 déjà existants près de Karlsruhe lorsqu'une quantité importante de COV biogé-

nique venant de la Forêt Noire s'écoulait dans la vallée du Rhin où régnait une température de 36 degrés Celsius (la concentration de NOx était de 10 ppb). Mais les conditions rencontrées dans les vallées alpines étudiées étaient assez différentes de ce modèle artificiel. Une étude séparée serait toutefois nécessaire pour répondre à la question de l'importance des émissions biogéniques pour le budget d'ozone près d'Aoste, de Chamonix ou en Valais (développements futurs).

Les concentrations de base de COV au-dessus de la couche limite semblent également suivre un rythme saisonnier. Elles tendent à être plus élevées en hiver qu'en été. La concentration de toluène oscillait entre 70 et 90 ppt en hiver et plafonnait près de la limite de détection en dessous de 30 ppt en été. Ce phénomène peut aussi être expliqué par la lenteur des réactions photochimiques en hiver. En outre, les masses d'air transportées sur de longues distances gardent leurs COV plus longtemps qu'en été.

Les mesures de COV permettent de caractériser l'advection de pollution du 11 août près d'Aoste : le rapport toluène/benzène près d'Aoste a chuté de 3.7 à 1.3 entre le matin et l'après-midi alors que la concentration de benzène augmentait de 217 à 258 ppt dans le même laps de temps (fig. 3.39). Si le benzène supplémentaire avait été émis par des sources locales, le rapport tol/bz serait resté plus élevé. En réalité, il a chuté très rapidement indiquant que de l'air contenant plus de benzène avait été advecté d'une source éloignée de quelques heures. Deux autres indices en faveur de cette interprétation sont fournis par le calcul des flux (NOx selon le champ des vents, discussion vers la fin du chapitre 3.2.4.2) et l'augmentation des aérosols sous forme de brume sèche entre le matin et l'après-midi, à la question de l'importance des émissions biogéniques pour le budget d'ozone près d'Aoste, de Chamonix ou en Valais (sans advection, la brume diminue en cours de journée).

D'autres aspects concernant les rapports des concentrations de tol/bz et de COV/NO_2 sont discutés aux chapitres 3.2.4.5 et 3.2.4.6 (différences entre les vallées et d'autres régions).

3.2.4.4 Comparaison avec les stations du réseau au sol dans les vallées

QUESTION 8 : *Que représentent les stations de mesure de l'hygiène de l'air installées et opérationnelles dans les régions d'analyse en référence à la charge aérienne d'altitude d'environ 1 000 à 2 000 m/mer ?*

Tout d'abord : Que signifie "représentatif pour une station au sol" ? La réponse est étroitement liée à l'utilisation des données. Les données mesurées à une telle station sont représentatives lorsqu'il s'agit de contrôler la qualité de l'air pour les gens vivant dans le voisinage de cette station. Dans le cas présent , nous voulons mettre en évidence un autre type de représentativité en essayant de répondre à la question : Est-ce que les concentrations mesurées par les stations dans les vallées sont représentatives pour les concentrations de polluants dans toute l'épaisseur de la couche d'air brassée ? La réponse est importante parce que les valeurs mesurées dans les stations au sol sont souvent utilisées pour initialiser ou valider des modèles simulant la pollution (SAEFL, 1998).

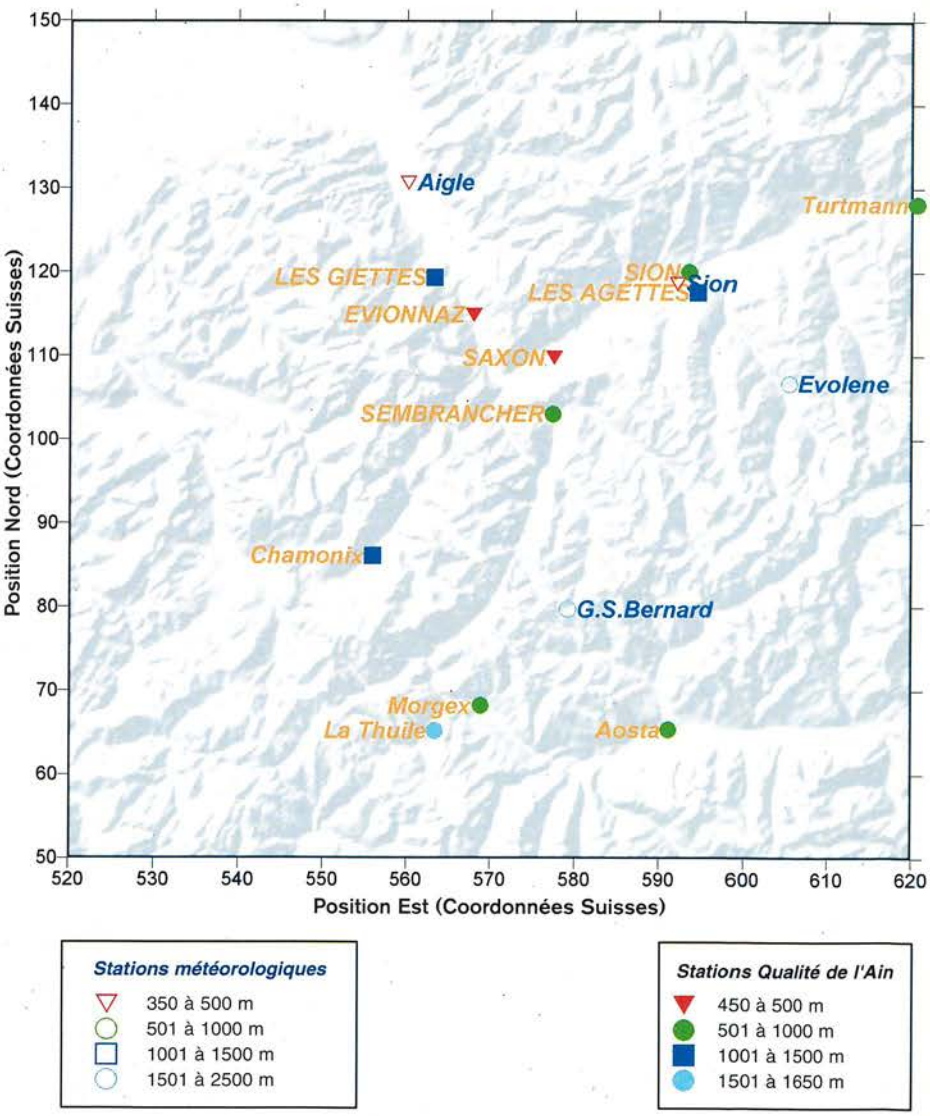


Fig. 3.40 : Réseau de mesure du projet partenaire et de MétéoSuisse destiné à contrôler la qualité de l'air et la météorologie. Les symboles de couleurs uniformes désignent les stations contrôlant la qualité de l'air (quelques-unes mesurent également des paramètres météorologiques), les symboles vides désignent l'emplacement de stations uniquement météorologiques. Le code des couleurs et la forme des symboles permet de montrer l'altitude approximative des stations.

Dans d'autres études (SAEFL, 1999 et BUWAL, 1994), nous avons présenté des comparaisons entre des données obtenues en vol à proximité de la station NABEL sur la pente de Chaumont (Neuchâtel) et près d'une station de recherche temporaire sur le "Monte San Salvatore" (Tessin).

Au cours de l'étude sur le Mont Blanc, aucun vol à proximité de stations fixes n'a été effectué, mais nous pouvons comparer les concentrations mesurées dans des conditions de brassage intense durant les après-midi d'été. Pour toutes les autres situations (avant midi en été ou pendant l'hiver), il est illusoire d'attendre que les mesures au sol soient représentatives pour l'air des couches supérieures. Ces situations ne sont pas évoquées ici. Notre but est de déterminer une règle empirique permettant d'extrapoler les concentrations aux altitudes de 1000 ou 2000 m à partir des concentrations mesurées aux stations au sol.

Ozone : La comparaison des relevés des stations pour l'ozone (fig. 3.41) montre que les concentrations d'ozone, **particulièrement des stations d'altitude, sont comparables avec ceux des mesures effectuées en vol**. Le classement entre les différents jours de mesures est identique pour les mesures en vol et les mesures au sol : les relevés des stations (p. ex. Evionnaz, Saxon, Sion et La Thuile) et les profils verticaux des vols ont tous deux mesuré les concentrations maximales d'ozone à la fin de l'après-midi du 1er et du 12 août, suivent ensuite les 11 et 10 août (accumulation d'ozone sur 3 jours). Seules les stations proches d'émissions fraîches comme Chamonix et Sembrancher sous-estiment les concentrations d'ozone. **Pour les après-midi d'été, on peut établir la règle empirique suivante : le maximum absolu d'ozone mesuré par le réseau des stations au sol est environ égal à la concentration d'ozone présente entre quelques mètres au-dessus du sol et au moins 2000 m d'altitude. Uniquement à proximité de sources locales de NOx (par ex. dans une ville ou sur une route sous le vent), les concentrations sont jusqu'à 20 ppb plus basses (les stations sous-estiment la quantité d'ozone diluée dans l'atmosphère de la vallée).** Il semble que dans les vallées alpines étudiées, le brassage de l'air soit suffisamment intense, en particulier grâce à la circulation de la brise de vallée, pour empêcher la formation de gradient de concentrations importantes.

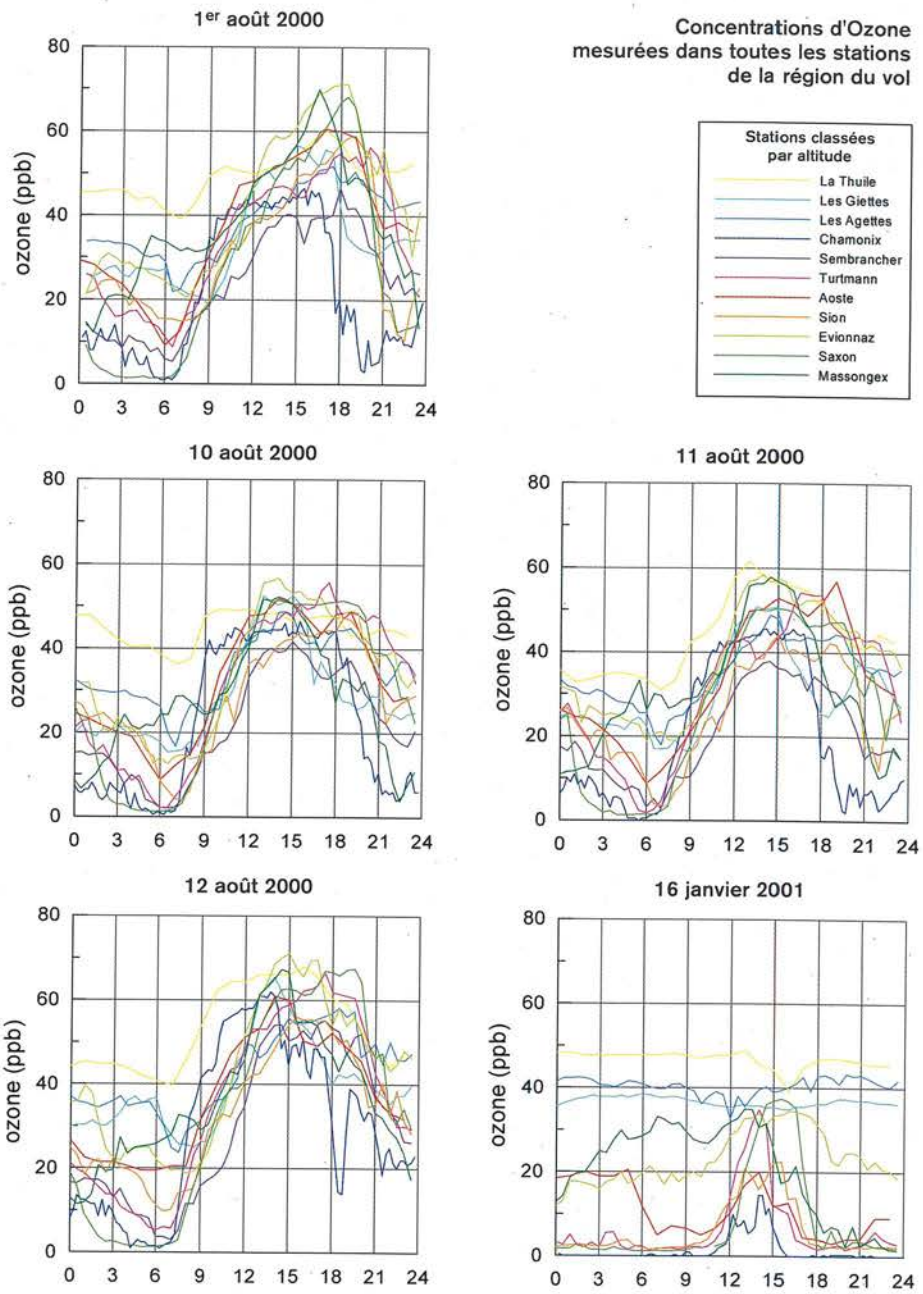


Fig. 3.41 : Concentrations d'ozone mesurées à 11 stations différentes et réparties du fond des vallées jusqu'à environ 1100 m (Les Giettes et les Agettes) et 1600 m d'altitude (La Thuile) au cours des journées de mesure aérienne (les données d'une seule des 2 journées d'hiver sont montrées). Les emplacements et les altitudes approximatives des stations sont reportés sur la fig. 3.40.

NOx : Tout d'abord une remarque technique : la comparaison directe des concentrations relativement faibles (inférieures à 10 ou même 5 ppb de NOx ou NO_2) est difficile. Les instruments classiques utilisés pour le contrôle de la qualité de l'air tendent à convertir les différentes espèces d'azote en NO qui est ensuite mesuré comme NOx ou comme NO_2 en calculant la différence. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les valeurs de NO_2 et de NOx mesurées aux stations soient entre les concentrations de NO_2 et de NOy mesurées par nos appareils en vol. La comparaison directe des valeurs est donc effectuée entre les concentrations de NOx des stations et celles de NOy mesurées en vol.

Les relevés de NOx des stations qui semblent ne pas être exposées à une source proche ont des valeurs entre 5 et 10 ppb pendant les après-midi d'été. Le maximum absolu de NOy mesuré sur le parcours du vol le plus bas était de 4.5 ppb. A 1000 m d'altitude, les concentrations de NOy étaient d'environ 2 ppb et d'environ 1 ppb à 2000 m. Grâce aux séries chronologiques, nous savons que les concentrations peuvent doubler à proximité des pentes (ces valeurs n'apparaissent pas dans les moyennes de 10 minutes).

Nous avons des conditions étonnamment similaires en hiver, avec toutefois des valeurs entre 5 et 10 fois plus élevées : aux stations moins exposées, les concentrations variaient entre 20 et 50 ppb et les profils des 2 vols hivernaux atteignaient 50 ppb dans les niveaux les plus bas.

Par conséquent, **une règle empirique très grossière se dégage, valable aussi bien pour l'hiver que pour l'été, et qui dit que les stations bien exposées sont représentatives pour toute l'atmosphère de la vallée pour autant que l'on tienne compte que la concentration de la station correspond au tiers de la concentration à 1000 m. Environ la moitié de la concentration de 1000 m est atteinte à 2000 m en été et à 1500 m en hiver. Le long des pentes, les concentrations peuvent doubler aussi bien en été qu'en hiver.**

COV (comme NMHC : hydrocarbones non-méthane) : Ici aussi, nous devons commencer par une remarque technique. Les NMHC mesurés par les stations au sol ne sont pas caractérisés, mais sont mesurés en tant que total de composés du carbone allant de C2 à Cn et exprimés comme concentration d'une masse équivalente de méthane (CH_4). Par contre à bord de l'avion, le chromatographe en phase gazeuse a identifié les hydrocarbones C4 à C10 et mesuré leurs concentrations respectives dont la somme livre la concentration totale. Les sommes sont ensuite exprimées comme rapports de mélange en ppbC (nombre de molécules de carbone par molécule d'air) qui est une unité indépendante de l'altitude comme les ppb pour les autres gaz de faible concentration. Nous avons donc converti les valeurs des stations en ppbC. Mais les molécules de C2 et C3 ne sont pas incluses dans les mesures aériennes et peuvent représenter entre 10 et 30 % du total des NMHC.

Néanmoins, les comparaisons entre les valeurs totales de NMHC mesurées au sol et celles obtenues par les mesures aériennes sont étonnamment concordantes : les mesures faites près des stations moins exposées et proches du fond des vallées varient entre 50 et 100 ppbC (minima pendant les après-midi d'été), alors que les profils mesurés sur l'avion atteignent des valeurs de 40 ppb en dessous de 1000 m (en hiver 80 à 200 ppb pour 50 à 100 ppb). Les valeurs des stations "Les Giettes" et "Les Agettes" correspondent assez bien aux valeurs mesurées par l'avion à ces altitudes (entre 1000 et 2000 m).

Donc, malgré les limites imposées par l'absence de C2 et C3 sur les profils aériens, la même règle empirique que pour les NOx est applicable au total des NMHC; c'est-à-dire que les concentrations relevées aux stations au sol sont proches des concentrations à des altitudes plus élevées.

CO (monoxyde de carbone) : Nous n'avons pas dessiné de profils de CO pour chaque vol, comme nous l'avons fait pour les autres substances parce que les données obtenues au cours des vols estivaux n'étaient pas fiables. Des profils individuels (très parasités) ont été effectués au-dessus de 2000 m. Des données de bonne qualité sont disponibles pour les cas hivernaux. La comparaison des concentrations de CO obtenues près de Martigny aux environs de midi avec les diagrammes des stations permet de tirer les mêmes conclusions que celles déjà obtenues pour les autres gaz de faible concentration : la correspondance avec les valeurs provenant de Sion et de Turtmann est excellente et les valeurs de la station Les Giettes sont proches de la concentration de base mesurée à la même altitude en atmosphère libre. La station d'Aoste est de toute évidence proche d'une émission de CO et les relevés de Massongex exhibent un comportement étrange (plus de 800 ppb aussi bien en été qu'en hiver).

En résumé, on observe une très bonne représentativité des stations du réseau de surface pour l'atmosphère entière des vallées, particulièrement en Valais. La différence des mesures obtenues près du sol et à quelques centaines de mètres au-dessus de la surface était définitivement plus importante en terrain plat (plateau suisse et à la périphérie des villes en Allemagne) ainsi qu'en terrain légèrement montagneux (Jura, Forêt Noire et Tessin).
Il est possible que dans les vallées alpines les pentes raides et l'intensité de la brise de vallée contribuent à brasser efficacement l'atmosphère dans la couche limite. Il semble que la plupart des stations soient bien exposées pour contrôler l'évolution des concentrations moyennes.

3.2.4.5 Est-ce que les vallées sont différentes ?

QUESTION 9 : *Etude pour déterminer si une similitude de comportement des polluants et/ou de la météorologie peut être mise en évidence dans les 3 entités.*

Nous avons détecté des différences dans les concentrations moyennes, les quotients de COV et les flux dans les 3 vallées. Il semble que le niveau de pollution (précurseurs et ozone) soit le plus élevé dans le Val d'Aoste, mais pas beaucoup plus élevé que dans la vallée du Rhône. Entre Chamonix et Sallanches, les concentrations étaient plus basses en été, mais remarquablement plus élevées que dans les autres vallées en hiver. Le rapport toluène/benzène se comporte de la même manière : très bas en été ce qui souligne l'absence de source de pollution fraîche, mais élevé en hiver.

Pour Aoste, nous avons observé un cas clair de transport de pollution venant de la vallée du Pô (11 août). Ce phénomène apparaît avec moins d'indices en Valais (12 août) mais n'est pas du tout évident pour Chamonix.

Les mesures de CO au cours des vols d'hiver qui correspondent bien avec les valeurs mesurées aux stations de surface en Valais indiquent des concentrations remarquablement plus élevées dans la Vallée du Rhône par rapport aux autres vallées. Cette observation unique d'hiver n'est peut être pas significative, mais peut-être que des différences relatives aux émissions de CO sont connues (éventuellement une source de CO près de Martigny ou dans les environs).

Au cours d'une analyse préliminaire, nous avons eu l'impression que le rapport tol/bz était systématiquement plus élevé près d'Aoste que dans les 2 autres vallées. Ce qui aurait été en accord avec les conclusions de Dommen et al. (2000) où la région de Milan montre un rapport tol/bz significativement plus élevé parmi 6 régions analysées avec la même méthode (entre-temps 2 autres régions ont suivi, résultats non publiés). Nous avons en outre appris que le carburant des véhicules italiens contient moins de benzène (communication personnelle de J. Dommen). Sur la base des données éparses récoltées dans les 3 vallées au cours de cette étude, la différence n'est pas significative pour Aoste. Ce quotient tol/bz plus élevé (Fig. 3.39) est à notre avis avant tout dû au fait que les sources d'émissions sont plus proches des endroits de mesure (ce qui est définitivement le cas par rapport à Chamonix-Sallanches). En résumé : une différence systématique existe (pas de contradiction avec les données), mais cette différence n'est pas significative.

Pour toutes les différences que nous avons mises en évidence ci-dessus, il est impératif de considérer que les méthodes de mesure ne sont pas identiques pour les vallées. Les mesures n'ont pas été faites en même temps, mais plutôt avec un retard systématique selon le plan de vol fixé qui allait de Martigny, Chamonix, Aoste et en fin de parcours à nouveau vers Martigny. Une autre raison probablement plus importante concerne la méthode de vol. Il est relativement facile d'effectuer des coupes transversales en toute sécurité à basse altitude près d'Aoste et de Martigny, mais pas au-dessus de Chamonix (plus exactement près de Sallanches). En résumé : des différences susceptibles de provoquer une discussion intéressante et peut-être une étude ultérieure ont été détectées. Mais il existe également des arguments pour ne pas surestimer ces différences. Même avec une quantité plus importante de mesures, il sera difficile de surmonter les difficultés mentionnées.

En fait, il est plus sage d'affirmer que fondamentalement les 3 vallées présentent des conditions similaires : presque les mêmes profils verticaux de NOx, COV, et O_3, presque le même mélange de COV et des quotients de COV/NOx similaires. Les 2 dernières valeurs indiquent en outre que les sources de pollution sont similaires (c'est-à-dire un mélange similaire de pollution entre le trafic, l'industrie et le chauffage).

3.2.4.6 Existe-t-il une différence avec d'autres régions ?

QUESTION 10 : *Que représentent les mesures épisodiques pour la situation générale de l'hygiène de l'air des régions analysées ?*

Ainsi que nous l'avons mentionné dans l'introduction (voir références bibliographiques et le site Internet www.metair.ch), nous avons effectué des campagnes de mesures similaires dans d'autres régions alpines ou à proximité des Alpes et à la périphérie de villes d'Europe occidentale.

Nous ne pouvons pas présenter d'analyse très poussée sur cette question, mais nous pouvons discuter quelques aspects.

Tout d'abord, c'est la première fois que nous avons détecté un transport significatif d'ozone des couches supérieures de l'atmosphère vers le bas ne provenant pas d'une couche réservoir. Nous ne sommes pas en mesure de dire si ce phénomène est plus fréquent au-dessus des Alpes où la convection atteint des altitudes plus élevées ou s'il s'agit d'un événement fortuit.

Malgré cet apport supplémentaire d'ozone qui a pu apporter une contribution significative particulièrement pour le 12 août, les concentrations d'ozone ont atteint des valeurs "seulement" légèrement supérieures à 70 ppb. Sous le vent de grandes villes, les concentrations atteignent des valeurs allant jusqu'à 130 ppb (Berlin, 1994 ; Paris, 1999), avec des concentrations de base atteignant 90 ppb. Des cas extrêmes ont été observés à des endroits sous le vent près de Milan (jusqu'à 180 ppb en 1991). Dans des cas moins spectaculaires près de Genève, Vienne, Berlin et Milan des concentrations maximales de 100 ppb se sont généralement accumulées sur une base de 60 à 70 ppb. Il faut quand même souligner qu'une concentration de 70 ppb est au-dessus de la limite suisse qui ne devrait être dépassée que pour quelques heures par année. A cet égard, 10 ppb d'ozone produits localement sont significatifs. Parmi les références mentionnées, quelques-unes sont nos rapports internes et nos archives, d'autres sont publiées (Genève : SAEFL, 1997 ; Milan : Prévôt et al, 1994 et 1997, Staffelbach et al., 1997 ; Berlin : Corsmeier et al., 2001) et d'autres seront incluses dans des publications en préparation (pour Berlin et Milan en 1998 et Paris en 1999).

Les concentrations absolues des précurseurs NOx (composé principalement comme NO_2 dans toute la couche brassée en été) et de COV étaient aussi élevées dans les 3 vallées que dans la périphérie en aval de la direction de grandes villes (environ 3 à 5 ppb ; Neininger, 1996). Dans le cas de Vienne (1995) ainsi que dans bien d'autres situations (également en milieu rural sur le plateau suisse ; Neftel et al., 1994) les concentrations de NOx étaient considérablement plus basses (< 2 ppb). Il est évident que dans les vallées l'air est bloqué par les 2 côtés. D'autre part, le brassage de l'air est augmenté ce qui conduit à une répartition plus homogène de la pollution. Cette homogénéité est apparue de manière particulièrement claire par le fait que les concentrations mesurées en vol étaient tout à fait comparables à celles mesurées par le réseau au sol. Dans certaines conditions, la pollution aux altitudes situées entre 1000 et 2000 m est comparable à celle rencontrée dans la périphérie des grandes villes (10 à 30 km sous le vent).

Les conditions (concentrations, évolution diurne, distribution verticale) étaient similaires à celles rencontrées dans d'autres

vallées alpines (vallée de Mesocco, vallée de la Reuss et le Trentin). L'analyse faite dans la vallée de Mesocco peut être consultée dans le projet EU-VOTALP (par ex. Furger et al. 2000 ; Prévôt et al., 2000/2000a ; VOTALP, 1998). Une série de mesures effectuées dans la vallée de la Reuss sont publiées dans un rapport du BUWAL (1994). Les concentrations de NOx/COV/O_3 mesurées dans le Trentin ne sont pas publiées parce que le projet était axé sur les flux de CO_2 (EU-ECO-MONT), mais nous avons les valeurs de NO_2 et d'O_3 dans nos archives.

Dans le seul autre cas où nous avons effectué des mesures aussi bien en été qu'en hiver (août et novembre 1997 dans l'est de l'Allemagne), le changement saisonnier du rapport COV/NOx était moins prononcé que dans les Alpes, probablement parce que le mélange des émissions était différent (usine électrique au charbon en fonctionnant toute l'année).

Un plus grand nombre de cas ainsi qu'une analyse comparative systématique plus poussée incluant également les réseaux de stations au sol seraient nécessaires pour une comparaison plus sérieuse avec d'autres régions.

Comme pour tous les projets de recherche, le traitement des données a fait surgir de nouvelles questions. Un plus grand nombre d'observations, aussi bien en été qu'en hiver, contribuerait à mieux répondre à certaines questions et à formuler des conclusions plus générales.

Les transports verticaux (convection naissant le long des pentes et brassage avec les couches supérieures) pourraient être approfondis avec un modèle de convection.

Etant donné que nous savons que les stations de mesure au sol bien exposées sont représentatives de l'atmosphère de la vallée, des études ultérieures (avec ou sans mesures aériennes supplémentaires) pourraient être conduites en installant au moins un chromatographe en phase gazeuse dans une vallée afin d'observer l'évolution des changements diurnes de toluène, benzène, etc. au lieu de connaître seulement la quantité totale de NMHC. De plus, il serait possible d'étudier les COV biogéniques tels que l'isoprène et quelques terpènes.

Bien que les vols autour du Mont Blanc aient été extrêmement intéressants, nous aimerions recommander de concentrer toute étude ultérieure sur une seule vallée à la fois afin d'obtenir une densité plus élevée de mesures. Les contraintes de sécurité imposées par les vols à basse altitude fixeraient toutefois les limites d'une telle entreprise.