

Les superficies des différentes typologies d'occupation du sol sont représentées en tableau 1.3 en termes absolus et en pourcentage.

L'intégration entre naturel et artificiel, déjà évidente dans cette cartographie (rocher-glacier/forêt-pâturage/urbain-agricole), est explicitée dans la carte de l'occupation humaine (figure 1.21).

On a la représentation du réseau routier principal, des centres urbains et des zones de pression humaine (zones de fréquentation touristique, domaines skiabiles,...).

Occupation du sol dans la zone d'étude EMB

Tableau 1.3

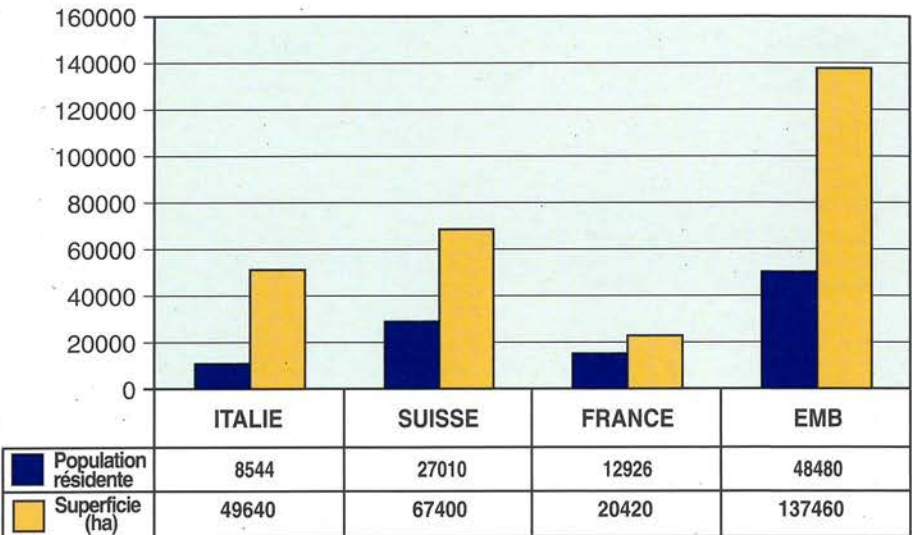
Occupation du sol	Superficie km ²	Pourcentage %
Espace bâti	70	2.5
Agricole	220	7.8
Forêts	841	29.8
Prairies alpines	779	27.6
Rochers	659	23.4
Glaciers	238	8.4
Bassins d'eau	13	0.4

1.2.2 La population

En considérant dans le détail la population présente dans la zone d'étude (figure 1.22), on observe d'importantes différences entre les trois pays. Les différences sont encore plus accentuées si l'on considère la densité de population (figure 1.23), qui est influencée par l'étendue plus réduite de la zone d'étude française, restreinte aux communes de Chamonix, Les Houches et Vallorcine.

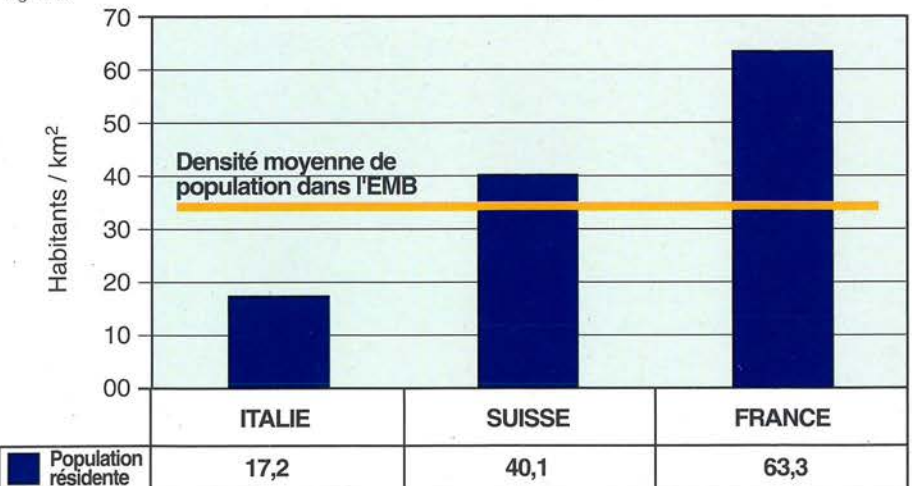
Population (recensements 90-99) et superficie de la zone d'étude EMB

Fig. 1.22



Densité de la population dans la zone d'étude EMB

Fig. 1.23



Population (recensements 90-99) dans la zone d'étude EMB

La répartition des habitants entre toutes les communes est illustrée dans le tableau 1.4. La répartition de la population résidente selon la dimension des communes (figure 24) montre que la presque totalité des communes est de très petite dimension (<1 000 habitants) ou de petite dimension (<5 000 habitants). Un pourcentage d'ailleurs important de la population habite dans les deux seules communes de dimension supérieure : Chamonix (9 830 habitants) et Martigny (13 481 habitants).

En Italie, l'agglomération la plus importante, Courmayeur, atteint seulement 3 000 habitants.

Communes	Population résidente	Présence touristique	Emplois	Population équivalente	Superficie (km²)
Chamonix	9830	12499	3810	26139	17
Les Houches	2706	1788	307	4801	43
Vallorcine	390	507	57	954	45
Courmayeur	3014	1346	752	5112	209
La Salle	1895	194	94	2183	84
La Thuile	763	568	205	1536	126
Morgex	1886	131	247	2264	43
Pré-Saint-Didier	986	200	96	1282	34
Bourg-St-Pierre	200	207	155	562	90
Liddes	620	205	78	903	60
Orsières	2542	1260	733	4535	165
Sembrancher	750	82	150	982	18
Vollèges	1206	40	105	1351	18
Bovernier	720	76	51	847	13
Martigny	13481	200	5860	19541	25
Martigny-Combe	1407	96	194	1697	38
Trient	89	216	40	345	40
Evionnaz	862	63	312	1237	48
Finhaut	293	227	83	603	23
Salvan	1056	653	166	1875	53
Vernayaz	1471	7	258	1736	6
Champéry	1007	1447	320	2774	39
Val d'Illeiez	1306	696	215	2217	39

Tableau 1.4

Distribution de la population selon la taille des communes (dans les carreaux, le nombre des communes selon la taille).

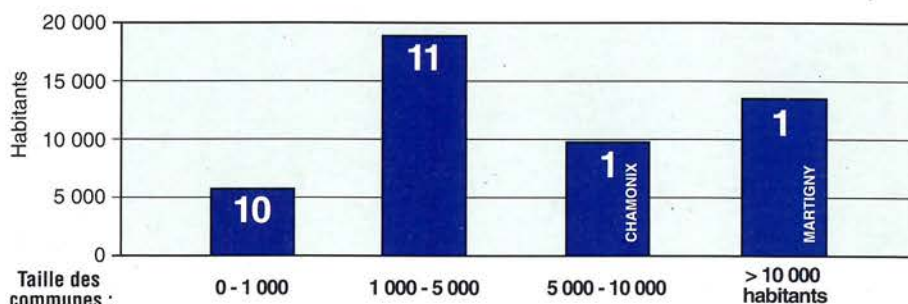


Fig. 1.24

1.2.3 Les transports

La zone d'étude est occupée par des routes de toutes les classes : des petites routes de montagne non revêtues, aux autoroutes. On note également la présence de voies ferrées dans les trois pays.

Dans le tableau 1.5 est illustrée la longueur des différentes classes de route. Ce système routier inclut des volumes et typologies de trafic très différents.

En figure 1.25 sont mises en évidence les routes qui supportent les volumes de trafic les plus élevés. La composition du trafic est importante en ce qui concerne l'impact sur la qualité de l'air : dans la figure 1.26 les routes sont classifiées selon le trafic de poids lourds.

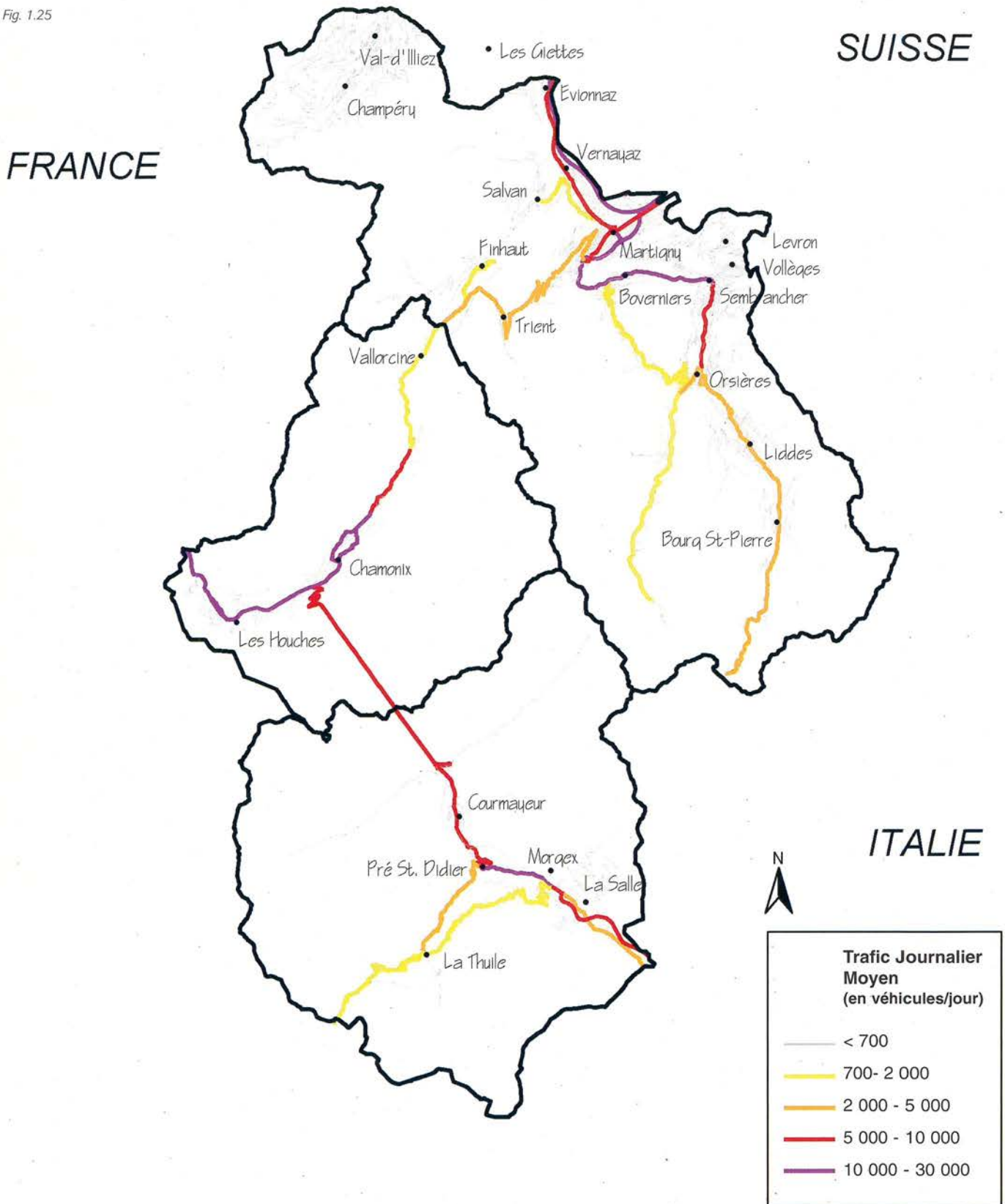
On constate d'importantes différences entre les deux cartographies, surtout du côté français. Les émissions associées aux différents régimes de trafic, seront considérées dans le chapitre 2 "L'inventaire des émissions polluantes dans l'atmosphère".

Réseau routier de la zone d'étude (km)	I	CH	F	Total
Autoroutes	9	12,6	0	21,6
Tunnels internationaux	4	5	7,6	16,6
Voies ferrées	14	52	32	98
Routes de communication transfrontalière	49,2	76,5	39,1	164,8
Routes de communication locale	37	227	25	289

Tableau 1.5

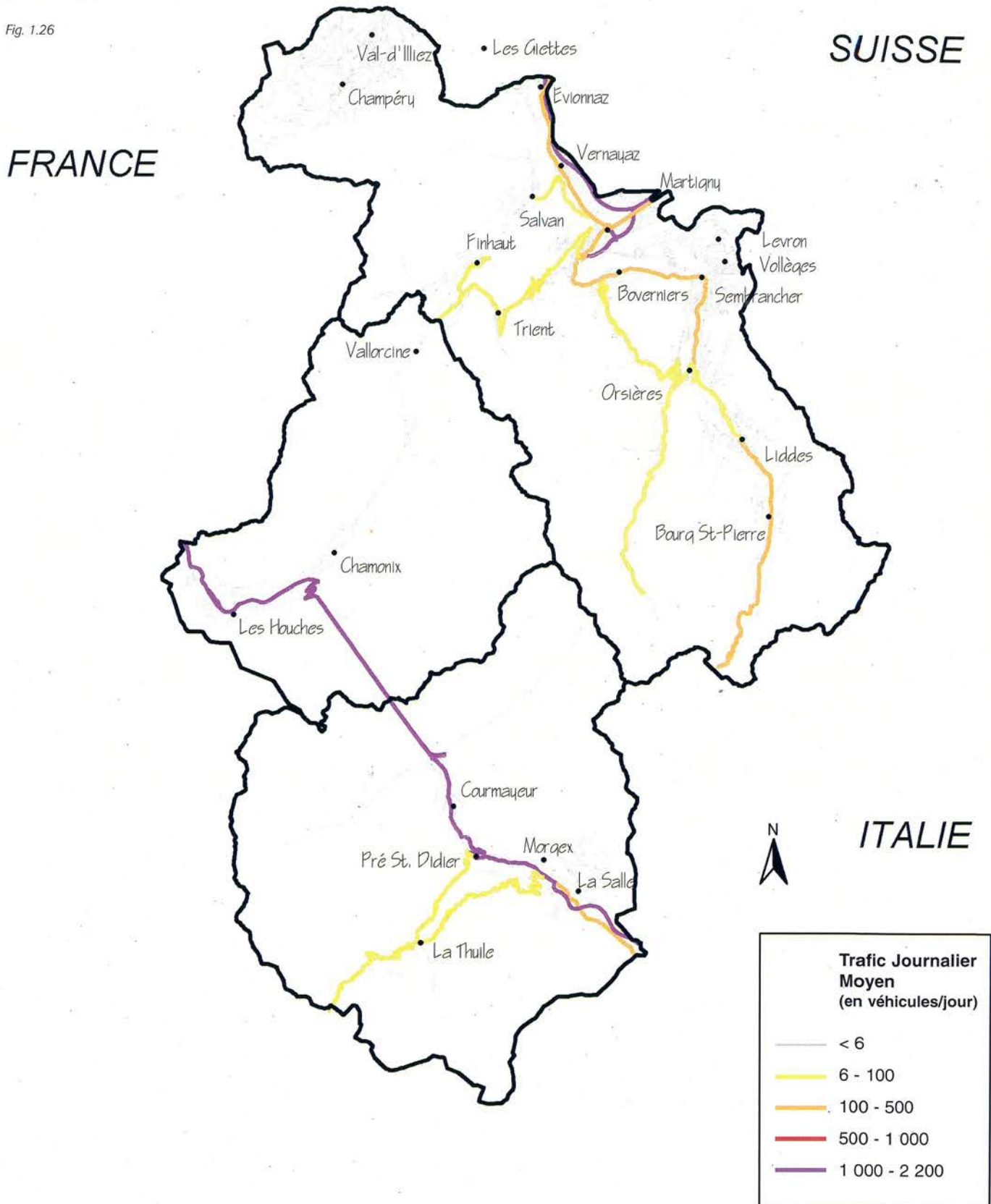
Trafic routier total dans l'Espace Mont-Blanc (zone d'étude) Année 1998

Fig. 1.25



Trafic poids lourds dans l'Espace Mont-Blanc (zone d'étude) Année 1998

Fig. 1.26



1.2.4 Le chauffage

Vivre en montagne nécessite une quantité importante de combustible pour le chauffage. En outre, il faut considérer la présence de structures touristiques qui favorisent un accroissement de la consommation énergétique.

Le tableau 1.6 indique la consommation énergétique totale pour le chauffage dans chaque pays et par combustible. La répartition en pourcentage des consommations énergétiques par combustible pour chaque

pays est présentée dans les figures 1.27 a,b,c.

On observe que le fuel domestique est partout le combustible le plus utilisé. Sur le côté italien, il est utilisé dans la presque totalité des installations, tandis que dans le canton du Valais il n'atteint que la moitié de la consommation totale, et en Haute-Savoie les 3/4. On constate aussi que le chauffage électrique est utilisé de façon importante en France, où il couvre la partie restante de la

consommation totale, de même qu'en Suisse. En Italie, cette source énergétique n'est pas utilisée pour le chauffage domestique.

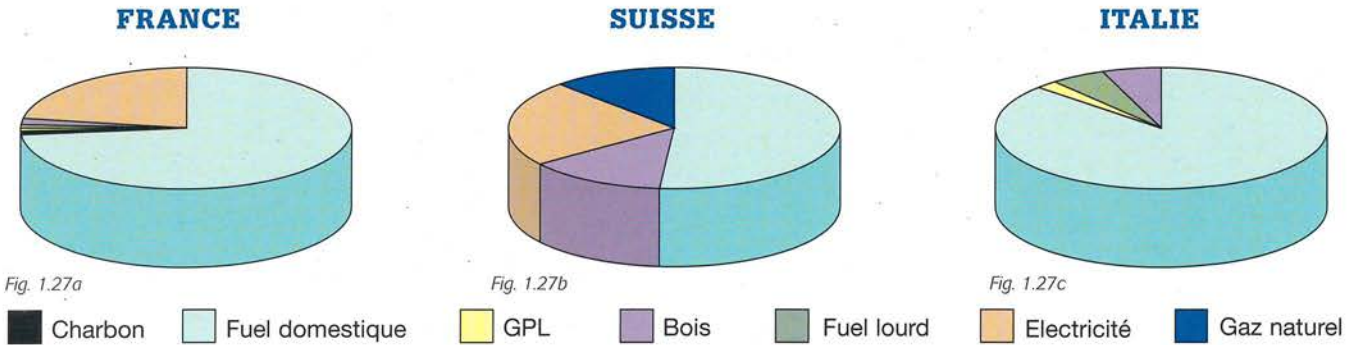
Des pourcentages importants de gaz naturel et bois sont également utilisés en Suisse. En Vallée d'Aoste l'utilisation du gaz naturel est assez répandue, mais le réseau de distribution n'atteint pas la zone de l'Espace Mont-Blanc.

Chauffage : consommation énergétique totale par pays et par combustible (Gigajoules et %)

	Fuel domestique		GPL		Charbon		Fuel lourd		Bois		Chauffage électrique		Gaz naturel		Total (GJ)
		%		%		%		%		%		%		%	
France	1040095	73,4%	9778	0,7%	9868	0,7%	12832	0,9%	24605	1,7%	319423	22,5%	0	0,0%	1416600
Suisse	340479	51,3%	0	0,0%	0	0,0%	0	0,0%	93104	14,0%	156524	23,6%	74155	11,2%	664184
Italie	487882	92,3%	11663	2,2%	0	0,0%	29201	5,5%	29696	5,6%	0	0,0%	0	0,0%	528747

Tableau 1.6 : Combustible utilisé à partir de la fin de l'année 2001 dans une installation de chauffage à distance. Les émissions ne sont pas prises en compte dans le cadastre.

Chauffage : répartition des consommations énergétiques par pays et par combustible



1.2.5 Industries et activités productives

Dans les secteurs italiens et français de la zone d'étude, il n'y a pas d'installations industrielles. Les activités sont de type artisanal. Une installation de chauffage à distance utilisant du bois (4 800 kW) à Morgex a démarré à la fin de l'année 2001 et, pour

cette raison, n'a pas été prise en considération dans le cadastre des émissions. En Suisse, on compte une industrie chimique et deux industries de métallurgie non ferreuse. A Martigny fonctionne une installation de chauffage à distance au gaz naturel.

Toutes ces installations ont été considérées comme sources ponctuelles pour l'évaluation des émissions.

2. Le cadastre des émissions

NOTE MÉTHODOLOGIQUE

2.1 LES ÉMISSIONS LINÉAIRES DU TRAFIC ROUTIER

2.1.1 Adaptation du parc automobile roulant

2.2 LES ÉMISSIONS SURFACIQUES DU CHAUFFAGE RÉSIDENTIEL ET TERTIAIRE

2.3 LES ÉMISSIONS SURFACIQUES BIOGÉNIQUES

2.4 LE BILAN DES ÉMISSIONS

2.5 LE CADASTRE DES ÉMISSIONS

2.5.1 Le cadastre : un outil d'évaluation et de suivi des émissions

NOTE MÉTHODOLOGIQUE

Les préoccupations liées à la qualité de l'air se focalisent habituellement sur les grandes agglomérations urbaines où la conjonction de fortes densités de population et d'activités économiques et industrielles est susceptible de générer des phénomènes de pollution atmosphérique. Au contraire, l'Espace Mont-Blanc est une zone essentiellement naturelle et montagneuse, qui n'est donc, a priori, pas concernée par ce risque. Néanmoins, certaines de ses vallées concentrent des flux commerciaux et touristiques que l'on peut soupçonner de potentiellement fragiliser l'extraordinaire richesse écologique et patrimoniale de l'ensemble du périmètre. Sur la base de ce constat, les acteurs du programme "Air Espace Mont-Blanc" ont souhaité mettre en place un dispositif, habituellement réservé aux grandes régions urbaines, qui puisse établir un diagnostic global de la qualité de l'air sur la totalité de cette zone transfrontalière.

L'inventaire localisé des sources émettrices de polluants atmosphériques est une phase fondamentale de cet observatoire. Connaître la qualité de l'air et les mécanismes qui la gouvernent, ne peut en effet se concevoir sans une bonne connaissance des sources de polluants. C'est l'objet de l'inventaire des émissions qui s'attache à quantifier les rejets annuels dans l'atmosphère, en différenciant les secteurs d'activités, qu'ils soient naturels ou anthropiques : la localisation géographique de chacun d'entre eux fait de cet inventaire un véritable cadastre des émissions. Si l'inventaire délivre des informations très importantes en termes de quantification et de contribution des différentes sources aux rejets globaux, le cadastre permet quant à lui d'implémenter l'étape ultérieure de cette démarche, à savoir une modélisation de la qualité de l'air et de la dispersion des polluants atmosphériques.

• Les polluants concernés

Parmi les dizaines de composés différents produits par ces sources, l'ensemble de ce travail a porté sur cinq d'entre eux :

- le CO (monoxyde de carbone), résultant des combustions incomplètes ;
- les COVNM (composés organiques volatils non méthaniques), traduisant les contributions de cette grande famille de composés participant à la formation de l'ozone troposphérique ;
- les NOx, considérés comme les indicateurs typiques de la pollution automobile ;
- les PTS (poussières totales en suspension), polluant particulaire issu de la combustion (notamment du carburant "diesel") et de l'usure des matériaux ;
- Le SO₂ (dioxyde de soufre), résultant de l'usage de combustibles fossiles (fuel, charbon) et, à ce titre, traceur des rejets du chauffage et des industries.

Ce choix est légitimé par le fait que tous ces polluants font (ou feront) l'objet de réglementations européennes et, à ce titre, leurs concentrations dans l'air ambiant sont (ou seront) mesurées et contrôlées en permanence. D'autre part, ils permettent d'intégrer toutes les sources locales, qu'elles soient anthropiques ou biogéniques, et enfin la modélisation associée (cf. chapitre 3.4) se

fera en mode non réactif, et il n'est donc pas nécessaire de distinguer les différentes espèces de COV.

• L'année de référence

L'année 1998 a constitué l'année de référence. En effet, l'incendie du tunnel du Mont-Blanc et sa fermeture survenue le 24 mars 1999 a considérablement modifié la configuration jusque-là "habituelle" du trafic routier France-Italie. On peut penser que les années écoulées depuis sont atypiques et reflètent une situation sans doute transitoire : à ce titre, l'année 2000 représente la première année complète d'une situation "sans camions" qui nous permettra d'établir un comparatif riche d'enseignements.

• Les référents méthodologiques

Inventorier et quantifier exhaustivement toutes les sources de polluants suppose de suivre un référent méthodologique : au niveau européen, le groupe de travail "CORINAIR" de l'European Environment Agency (EEA) a produit le document "Atmospheric Emission Inventory Guidebook, Second edition, 1999" (AEIG 1999), dont se sont inspirées les équipes italiennes et françaises. Le RESIVAL a, quant à lui, suivi les documents élaborés par l'Office Fédéral de l'Environnement des

Forêts et du Paysage (OFEFP), mais qui a adapté la méthodologie "CORINAIR" aux particularités helvétiques. Ainsi, les trois entités se sont conformées aux recommandations de leurs instances respectives, à savoir l'Union Européenne pour l'Italie et la France, l'Office Fédéral pour le canton du Valais. Néanmoins, dans les deux cas, les méthodologies sont adaptées aux spécificités locales et au niveau de précisions des données statistiques disponibles.

Grâce à celles-ci, deux grandes catégories de sources se distinguent :

- les sources naturelles (biogéniques), où l'on retrouve essentiellement la végétation et les sols ;
- les sources artificielles (anthropiques), avec principalement les transports, le chauffage (résidentiel et tertiaire), les process industriels, additionnés d'autres sources diverses (usages de solvants domestiques, et émissions "off-roads")¹.

D'autre part, conformément aux guides méthodologiques, chacune d'elles est traitée en fonction de son emprise au sol et de l'importance de ses rejets : on retrouve ainsi des émissions ponctuelles (une industrie ou une unité de chauffage collectif clairement identifiée), surfaciques (contributions des forêts ou du chauffage résidentiel) et linéaires (le trafic routier).

La classification SNAP97 (Selected Nomenclature for Air Pollution 1997) a ainsi été respectée conformément à la liste suivante (indiquant la déclinaison primaire uniquement) :

- 010000 Combustions dans les industries de l'énergie et de la transformation de l'énergie
- 020000 Combustion hors industrie
- 030000 Combustion dans l'industrie manufacturière
- 040000 Procédés de production
- 050000 Extraction et distribution de combustibles fossiles et d'énergie géothermique
- 060000 Utilisation de solvants et autres produits
- 070000 Transport routier
- 080000 Autres sources mobiles et machines
- 090000 Traitement et élimination de déchets
- 100000 Agriculture
- 110000 Nature

¹ Ce terme englobe les contributions de moteurs thermiques, tels que les engins agricoles par exemple. Dans ce cas, l'estimation des émissions repose essentiellement sur la qualité des données statistiques qui sont apparues fiables en Valais, mais inexistantes sur le reste du territoire de l'Espace Mont-Blanc.

Pour chacune de ces activités, les émissions sont calculées d'une manière générale selon le schéma suivant :

Quantité émise = Taux d'activité x Facteur d'émission

Le "taux d'activité", souvent exprimé par la production ou la consommation annuelle, quantifie l'ampleur de l'activité considérée. Il peut s'agir d'une consommation annuelle de combustible, d'une quantité d'ordures incinérées, d'une surface boisée, d'un nombre de véhicules sur une voie routière.

Le "facteur (ou coefficient) d'émission" indique la quantité de polluant rejetée par unité d'activité. En reprenant les exemples précédents, ce peut être une masse de polluant par litre de fuel consommé, par tonnes d'ordures incinérées, par hectare de forêt, par gramme au kilomètre parcouru.

• La démarche

Si les facteurs d'émission sont fournis par le guide méthodologique, l'élaboration du cadastre nécessite de définir le plus précisément possible le "taux d'activité". L'estimation des rejets se base alors généralement sur 2 types d'approche, à la philosophie sensiblement différente :

- l'approche "bottom-up" (ascendante) repose sur la recherche des données élémentaires de base, qui consiste par

exemple à rechercher des comptages routiers, à identifier le type des véhicules dénombrés, leur vitesse de circulation, ... Si ce procédé est souhaitable, il est en revanche difficilement applicable en raison de la faiblesse ou de la mauvaise qualité des statistiques disponibles.

- dans ce cas, une approche "top-down" (descendante) permet, par exemple sur la base de données agrégées et globalisantes comme la consommation régionale ou nationale de carburants, d'estimer "par défaut" un nombre de kilomètres parcourus et ainsi des émissions polluantes.

Dans les deux situations, le calcul effectif des émissions annuelles nécessite de disposer de données produites par une grande variété d'organismes. C'est pourquoi le choix (ou le non-choix !) de l'une des deux approches dépend avant tout de la disponibilité et de l'organisation des différents renseignements nécessaires. Néanmoins, dans cette région montagneuse où le relief très compartimenté oblige les activités humaines à se concentrer essentiellement dans les fonds de vallées, il est apparu important de localiser très précisément chacune des sources. C'est pourquoi le choix d'une résolution spatiale à l'hectare s'est imposé

(maille de 100 m x 100 m), avec comme corollaire la préférence d'une approche "bottom-up", plus précise et plus pertinente dans ces conditions. Cette exigence suppose aussi, en vue de la réalisation du cadastre, de disposer d'une occupation du sol à haute définition : les produits "standards" du marché français et européen ont été délaissés au profit d'une photo-interprétation "sur mesure" garantissant la stricte limitation aux zones végétales, d'habitat, d'activités, ... (voir exemple ci-dessous).

Au final, et pour tenir compte des contingences statistiques, une démarche "intégrée" a été utilisée privilégiant dès que possible l'usage prioritaire des données locales. Dans ce cadre, outre le recours à des comptages routiers déjà évoqué, on peut également citer par exemple la prise en compte des espèces forestières commune par commune, la connaissance des consommations énergétiques réelles des bâtiments publics, le recensement de la population à l'échelle de l'îlot, ... A contrario, pour des émissions telles que les solvants domestiques, les ratios nationaux ont été employés par défaut.

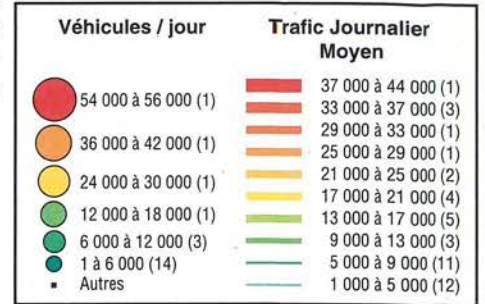


Source : RGD 74 Géosys DATA, Corinne Land Cover - IGN BD Cartho

Exemple de la délimitation de zones d'habitat par photo-interprétation "sur mesure" (en rouge) et par les occupations du sol "standards" disponibles sur le marché (en jaune et mauve).

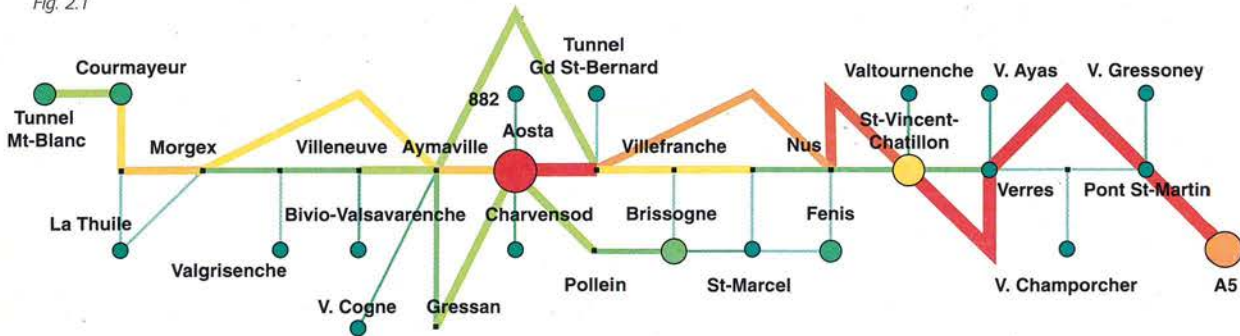
2.1 LES ÉMISSIONS LINÉAIRES DU TRAFIC ROUTIER

Elles reposent tout d'abord sur la connaissance des trafics sur la plus grande partie des axes routiers. La plupart du temps, des comptages remplissent cet office, le plus souvent en distinguant le type de véhicule (véhicule léger -VL- ou poids lourd -PL-). Parfois, des matrices "origine-destination" remplacent une multitude de postes de comptage en reconstituant la donnée essentielle, le "trafic moyen journalier annuel" (TMJA). Un exemple relatif à la Vallée d'Aoste est illustré en figure 2.1.



Matrice origine-destination en Vallée d'Aoste

Fig. 2.1



En l'absence de ces deux types de renseignements, mais exclusivement pour caractériser la circulation intra-urbaine heureusement peu significative sur ce territoire, des extrapolations basées sur le taux de motorisation et les densités de population ont permis de combler ce déficit.

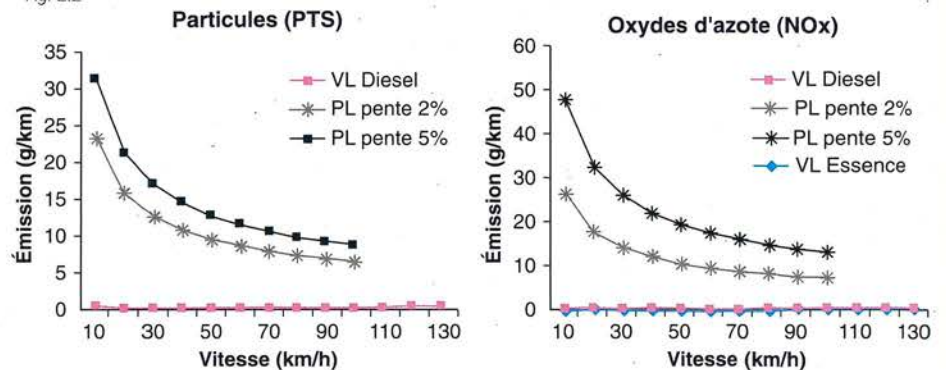
Conjointement aux comptages, le calcul des émissions routières s'appuie sur la définition des émissions unitaires, issues des méthodologies préconisées par la base MICET (Valais) et le AEIG 1999 (UE). Ce dernier reprend en réalité in extenso les principes du programme COPERT II (Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport), où les facteurs d'émissions distinguent plusieurs catégories de véhicules :

- véhicules légers
- véhicules utilitaires légers
- poids lourds
- cars et autocars
- deux roues.

Pour chacune d'entre elles, les émissions unitaires dépendent très étroitement de la vitesse de circulation des véhicules, de leur carburant, de leur cylindrée, de leur norme de motorisation (Euro 0-1-2-3), ainsi que du tonnage pour les PL. Pour ces derniers, et sur un parcours montagneux, un facteur correctif permet également d'intégrer la pente comme paramètre supplémentaire. Ce critère est particulièrement important pour notre secteur, comme en attestent les graphiques de la figure 2.2.

Émissions des véhicules en fonction de la pente

Fig. 2.2



2.1.1 Adaptation du parc automobile roulant

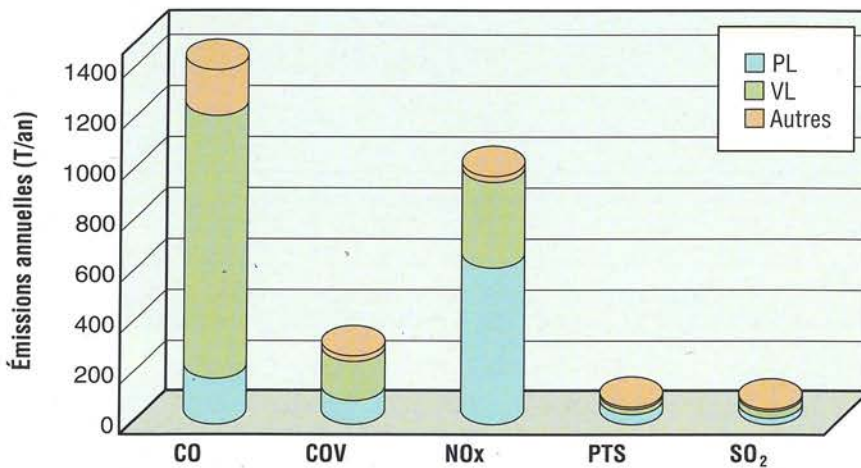
Le parc roulant des véhicules légers propre à l'Espace Mont-Blanc n'est pas connu : si le parc valdôtain est qualifié, en revanche les parcs des 2 autres régions ont été estimés sur des bases nationales françaises ou suisses. En revanche, la présence d'un axe routier international comme celui du tunnel du Mont-Blanc draine un flux de véhicules PL très important mais également très différent

de ce qu'il peut être par ailleurs dans le reste de l'Italie ou de la France. Ainsi, le rapport (CETE-CETU 2000) nous montre que 99,4 % des PL empruntant le tunnel routier du Fréjus sont d'un poids total en charge (PTC) supérieur à 32 tonnes (contre 62,8 % pour le parc roulant PL français "standard" par exemple). In fine, l'intégration de tous ces paramètres, sur chaque tronçon routier de l'Espace Mont-

Blanc, permet de reconstituer le plus fidèlement possible le volume des émissions atmosphériques générées par le trafic routier.

Figure 2.3

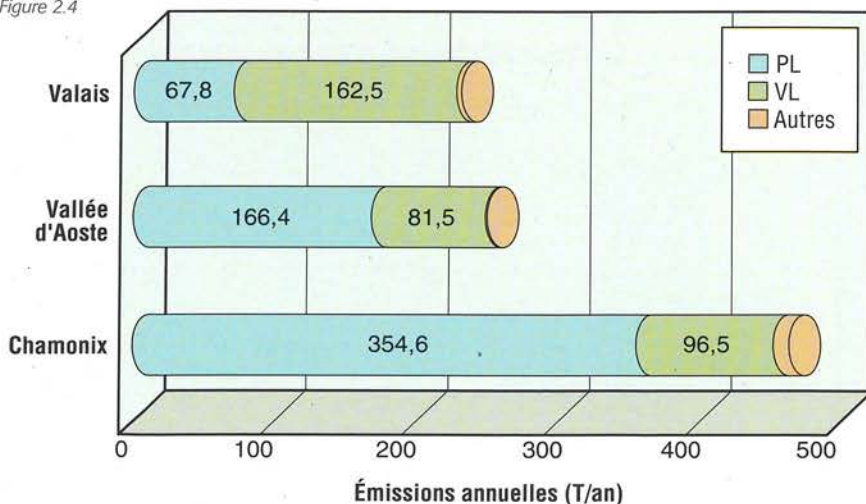
Emissions extra-urbaines du transport routier en 1998 dans la zone d'étude.



Le CO et les NOx sont les deux polluants majoritairement rejetés par les transports routiers, avec une différence notable : les véhicules légers sont les principaux responsables des émissions de CO, en raison de l'utilisation d'essence, alors que les véhicules poids lourds contribuent plus largement aux rejets d'oxydes d'azote. Les autres types de véhicules (autocars et 2 roues) contribuent assez peu à ce bilan (Fig. 2.3).

Emissions d'oxydes d'azote (tonnes/an) en 1998 sur les 3 versants de la zone d'étude.

Figure 2.4



Si l'on distingue en seconde analyse ces mêmes données, mais en distinguant leur zone de production, on constate de fortes disparités, notamment pour les NOx, avec des vallées d'Aoste et de Chamonix qui sont plus spécialement concernées par les influences des véhicules PL (Fig. 2.4).

2.2 LES ÉMISSIONS SURFACIQUES DU CHAUFFAGE RÉSIDENTIEL ET TERTIAIRE

Dans cette région montagneuse au climat rigoureux, le chauffage revêt une importance toute particulière. Une des difficultés majeures réside dans la prise en considération de la population touristique : en effet, si la population résidente et le nombre d'emplois (postes de travail) sont bien connus par les organismes de recensement, la population touristique ne peut être évaluée que par des méthodes indirectes (taux de remplissage, nombre de lits, capacité d'hébergement, ...), intégrant dans la mesure du possible la fréquentation saisonnière : 1 000 campeurs en juillet n'influent pas de la même manière sur la consommation de chauffage que 1 000 résidents secondaires en décembre...

Le concept "d'équivalent habitant" permet de répondre à ce besoin en rapportant, mois par mois, le nombre de nuitées touristiques à un "résident temps plein"¹.

D'autre part, la consommation énergétique est évaluée par la méthode des "degrés-jour unifiés" (DJU), grâce à laquelle la demande en chauffage, variant au cours de l'année au gré des fluctuations climatiques, peut être reconstituée.

Parallèlement, la connaissance des modes de chauffage est un critère très discriminant

dans l'élaboration de l'inventaire des émissions : par exemple, un chauffage au gaz ne rejette pas autant de dioxyde de soufre qu'une chaudière au fuel. Quant au chauffage électrique, il ne peut contribuer localement à aucun rejet puisque l'électricité est souvent produite dans d'autres régions, et la plupart du temps par des procédés ne rejetant pas de polluants dans l'atmosphère (installations nucléaires ou hydro-électriques). Un exemple de cette répartition est illustré pour les communes françaises de la zone d'étude dans le tableau 2.2.

Exemple de la répartition des logements selon leurs modes de chauffage dans les communes françaises (en %).

Tableau 2.2

	Charbon	Bois	Fuel	Propane	Gaz naturel	Électricité
Chamonix	0,6	1,3	75,7	0,3	0	22,1
Les Houches	1,2	4,5	64,0	3,1	0	27,2
Vallorcine	2,1	3,1	52,6	0,0	0	42,3

Ces données, disponibles à l'échelle communale pour toute la zone d'étude, ont permis de restituer les rejets d'un habitant moyen par le croisement avec les facteurs d'émissions illustrés dans le tableau 2.3.

Les différences constatées entre les facteurs européens et suisses sont importantes : toutefois, elles intègrent les distinctions ayant trait à des réglementations différentes (raffinage plus élaboré, amenant par exemple une meilleure désulfuration des combustibles fossiles) ou à des technologies moins polluantes (suivi et contrôle annuel des chaudières, utilisation plus répandue des foyers fermés, etc.). Tous ces paramètres sont intégrés dans le résultat final, comme en attestent les graphes des figures 2.5 et 2.6, avec notamment des émissions de dioxyde de soufre beaucoup plus importantes en vallées d'Aoste et de Chamonix, en dépit d'une population moins nombreuse que dans le canton du Valais.

Le monoxyde de carbone est également un composé très caractéristique du chauffage, et la quantité globale traduit bien le poids de l'utilisation du bois et du charbon dans ces rejets.

¹ Par exemple, 2000 nuitées en janvier (31 jours) correspondent à $2000 / 31 = 64$ "équivalents habitants", qu'il convient ensuite d'ajouter aux habitants permanents.

² Le gaz de pétrole liquéfié (propane généralement) n'est pas utilisé en Suisse et il n'existe donc pas de facteurs d'émission le concernant.

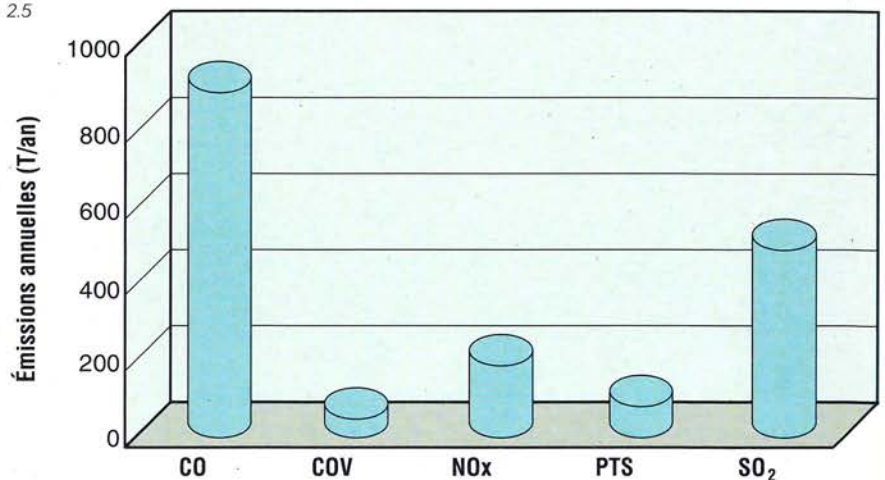
Facteurs d'émissions utilisés pour le calcul du chauffage résidentiel et tertiaire par l'ARPA et Air-APS (UE - AEIG 1999), et le RESIVAL (données OFEFP)².

Tableau 2.3

	Charbon		Bois		Fuel domestique		Fuel lourd		GPL		Gaz naturel	
	Air-APS ARPA	OFEFP	Air-APS ARPA	OFEFP	Air-APS ARPA	OFEFP	Air-APS ARPA	OFEFP	Air-APS ARPA	OFEFP	Air-APS ARPA	OFEFP
CO	4800	3500	5790	2600	43	20	16	15	53		25	49
COVNM	225	100	480	40	1,5	8	12	4	3,5		2,5	2
NO _x	50	65	50	100	47	59	150	170	50		46	30
SO ₂	550	350	0	20	141	66	1470	480	0		0	0,5
PM	439	150	1558	50	3,6	0,3	58,7	23	2		2	0,2

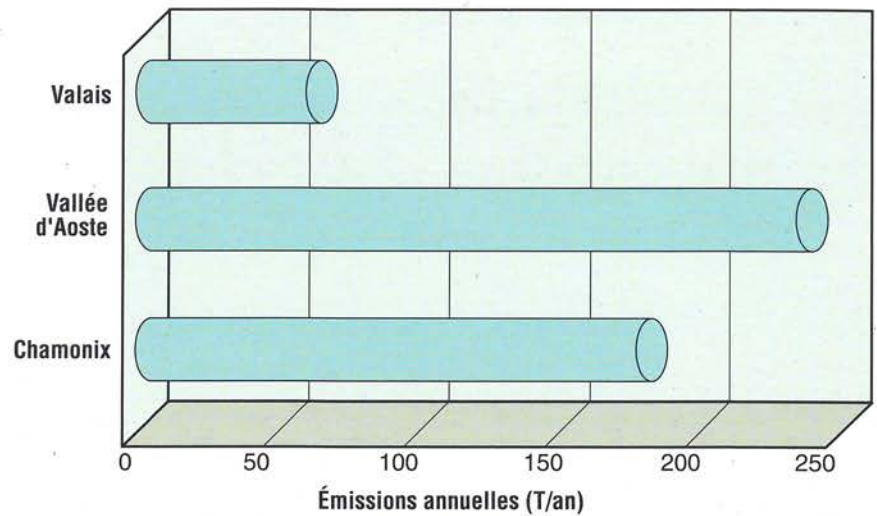
Emissions totales du chauffage résidentiel et tertiaire en 1998 dans la zone d'étude.

Fig. 2.5



Emissions de dioxyde de soufre en 1998 dans la zone d'étude.

Fig. 2.6



2.3 LES ÉMISSIONS SURFACIQUES BIOGÉNIQUES

Elles intègrent les émissions produites par l'ensemble des surfaces couvertes par la végétation, et concernent uniquement les composés organiques volatils. Parmi ceux-ci, trois d'entre eux caractérisent ces rejets naturels. On distingue :

- l'isoprène, émis principalement par les feuillus (il est généralement considéré comme étant le composé le plus réactif dans la formation de l'ozone troposphérique) ;
- les monoterpènes, émis majoritairement par les conifères (contrairement à l'isoprène,

leur comportement dans les mécanismes de la chimie atmosphérique est encore mal connu) ;

- les autres COV, notamment oxygénés (aldéhydes, cétones).

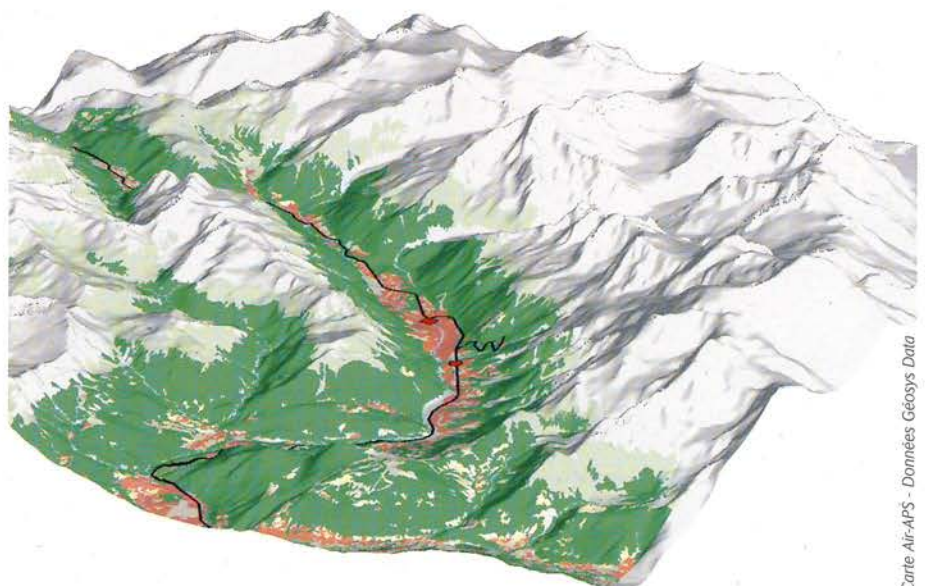
Reliée à des conditions d'ensoleillement, de température et de luminosité, la production des COV par la végétation dépend de facteurs géographiques, topographiques et climatiques. Elle varie aussi en fonction de la végétation (Fig. 2.7) : on distingue alors les conifères (qui émettent tout au long de l'année) des arbres à feuilles caduques (qui

émettent lors de la période de végétation, c'est-à-dire de mai à octobre). Outre les essences forestières, les prairies et pâturages, ainsi que les alpages et pelouses d'altitude contribuent à ces rejets qui, nous le verrons ultérieurement, sont loin d'être négligeables.

Pour une définition optimale de l'ampleur de ces rejets, il importe donc de définir le plus précisément possible la composition des espaces forestiers et végétaux, à partir d'une occupation du sol et d'un inventaire floristique, permettant d'élaborer le tableau 2.4.

Exemple d'une cartographie de l'occupation du sol, distinguant les espaces forestiers (vert foncé), les pâturages (jaune), les alpages et pelouses d'altitude (vert clair).

Fig. 2.7



Carte Air-APS - Domées Géosys Data

Exemple du mode de calcul des émissions biogéniques.

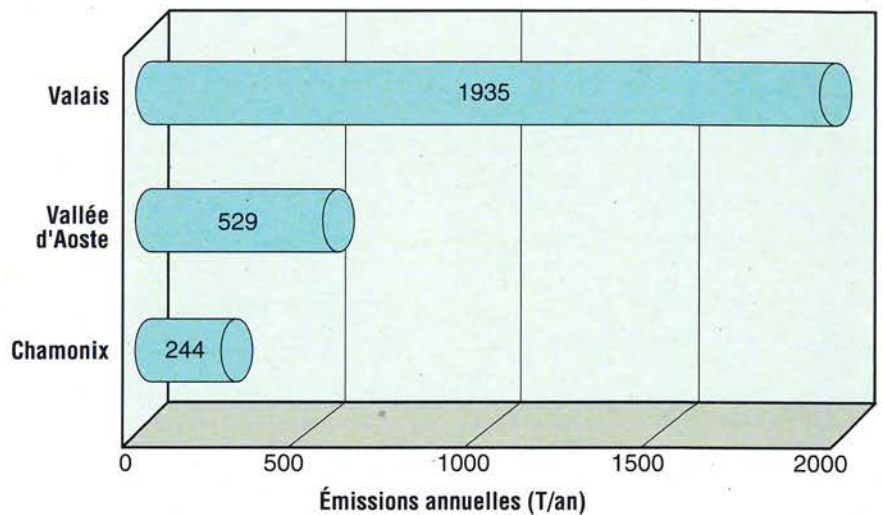
Tableau 2.4

Espèce	Densité foliaire g/m ²	Facteurs d'émissions en µg/g/h			Durée émission		E annuelle g/Ha
		Isoprène	Monoterpènes	Autres COV	iso	mts-COVnm	
Épicéa commun	1600	1	1,5	1,5	432	580	34752
Mélèze d'Europe	300	0	1,5	1,5	368	465	4185
Sapin pectiné	1400	0	3	1,5	432	580	36540
Pin sylvestre	700	0	1,5	1,5	432	580	12180
Hêtre	320	0	0,65	1,5	368	465	3199,2
Autres feuillus	320	0	0,2	1,5	368	465	2529,6
Prairies	200	0	0,1	1,5	368	465	1488
Alpages et pelouses	50	0	0,1	1,5	368	465	372

Emissions naturelles (biogéniques) de COVnm en 1998 dans la zone d'étude.

Fig. 2.8

Ce graphe (Fig. 2.8) laisse apparaître un bilan très contrasté sur l'ensemble du périmètre "Espace Mont-Blanc". La variété des essences forestières, une plus grande étendue des parcelles boisées expliquent pourquoi le Valais rejette presque quatre fois plus de COVnm que la Vallée d'Aoste et cinq fois plus que la Vallée de Chamonix.



2.4 LE BILAN DES ÉMISSIONS

En cumulant toutes ces activités, l'ensemble des polluants rejetés est présenté dans le graphe de la figure 2.9. Le CO et les COV sont les deux polluants majoritaires. Les poussières en suspension apparaissent, elles, en retrait au regard des autres composés : ceci est néanmoins à nuancer car ce polluant est très difficilement évaluable dans un inventaire d'émissions, et la communauté scientifique se pose actuellement de nombreuses questions à son sujet.

Pour donner un ordre de grandeur sur ces chiffres, le volume global des polluants générés dans l'Espace Mont-Blanc en 1998 équivaut à :

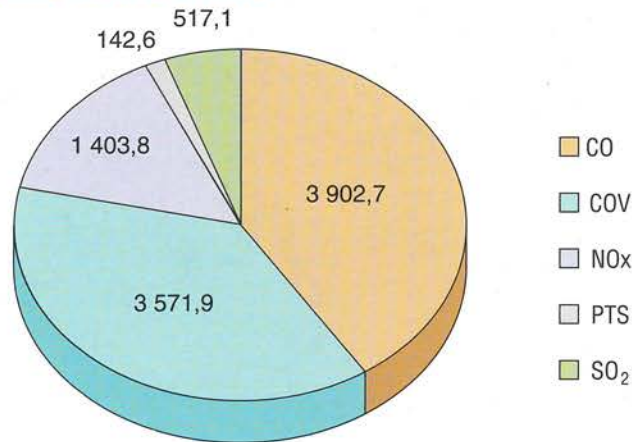
- 0,4 % des 828 000 tonnes de CO
- 1,4 % des 252 600 tonnes de COVnm
- 0,9 % des 156 700 tonnes de NOx
- 0,7 % des 71 500 tonnes de SO₂

rejetées dans la totalité de la région Rhône-Alpes (inventaire CITEPA 1994)¹.

Le graphe de la figure 2.10 fait apparaître la part importante du trafic routier dans les rejets atmosphériques, plus particulièrement en ce qui concerne le monoxyde de carbone (forte implication des véhicules légers) et les oxydes d'azote (forte contribution des véhicules poids lourds). On peut remarquer la très importante proportion de COV biogéniques qui représentent à eux seuls 75 % des rejets totaux de ce polluant : comparativement au reste de l'Europe où ils correspondent à 20 % des émissions totales de COV², cela traduit bien la "naturalité" de l'Espace Mont-Blanc, où les émissions industrielles sont faibles (alors qu'elles en sont l'origine principale dans les zones urbanisées). Quant au chauffage, il semble toujours être le principal responsable des émissions de dioxyde de soufre.

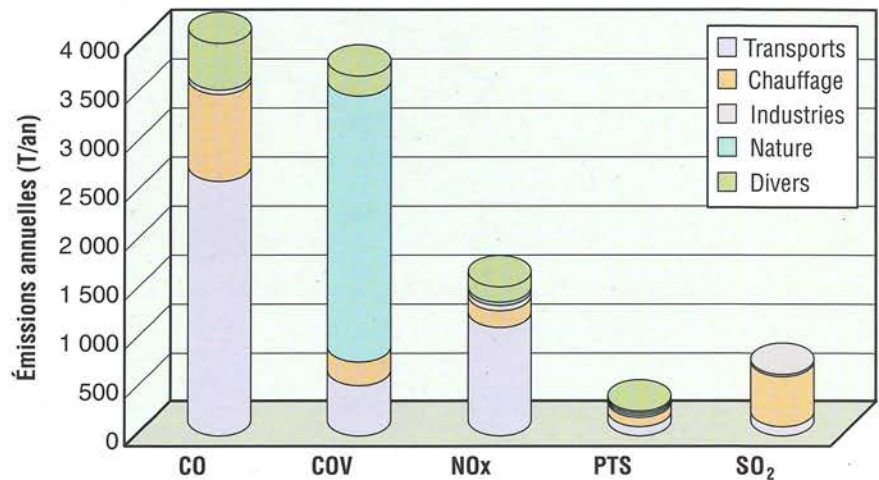
Emissions atmosphériques (exprimées en tonnes/an) en 1998 dans la zone d'étude.

Fig. 2.9



Contributions des différents secteurs d'activités aux émissions atmosphériques².

Fig. 2.10



¹ Données de l'inventaire CITEPA 1994 élaboré dans le cadre du "Plan Régional pour la Qualité de l'Air 2001-2005 de la région Rhône-Alpes".

² Sous le terme "Divers" sont regroupées les activités marginales, comme les solvants domestiques, les transports aériens et ferroviaires, les émissions "off-road", ...

³ Inventaire CORINAIR 1997.

2.5 LE CADASTRE DES ÉMISSIONS

Ce cadastre est la transcription spatiale de l'inventaire. Si ce dernier délivre des éléments chiffrés, considérés globalement ou par secteurs d'activité, le cadastre permet de localiser géographiquement chacune des sources de pollution. Le choix de la résolution spatiale à 100 mètres trouve ici toute sa légitimité et permet de mailler l'ensemble du territoire d'étude en parcelles d'un hectare : dans chacune d'elles, on

connaît ainsi quelle quantité de quel polluant est rejeté par quelle source.

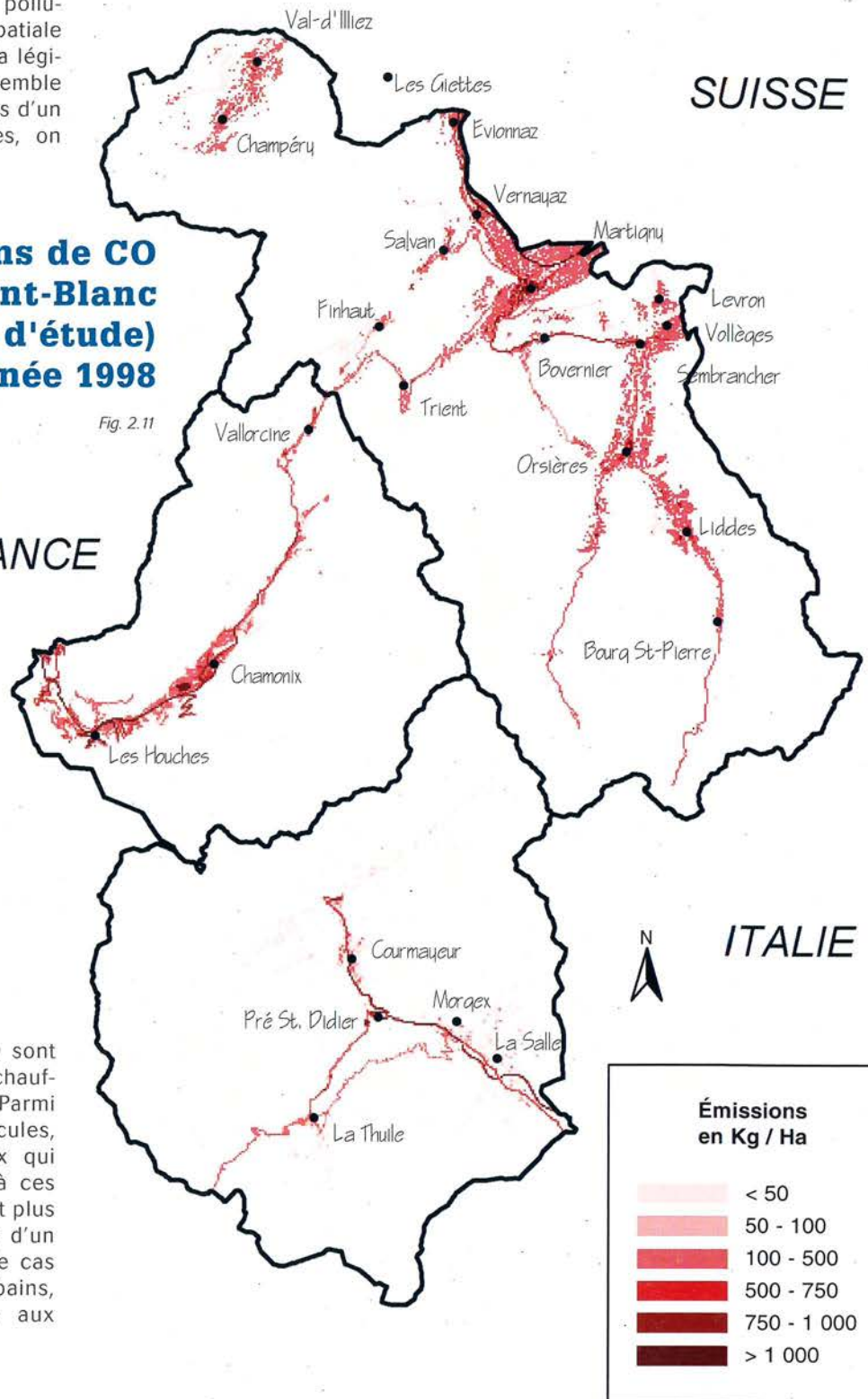
Les cartes qui suivent présentent les émissions totales des cinq polluants inventoriés : toutes les contributions y sont regroupées.

Émissions de CO dans l'Espace Mont-Blanc (zone d'étude) Année 1998

Fig. 2.11

FRANCE

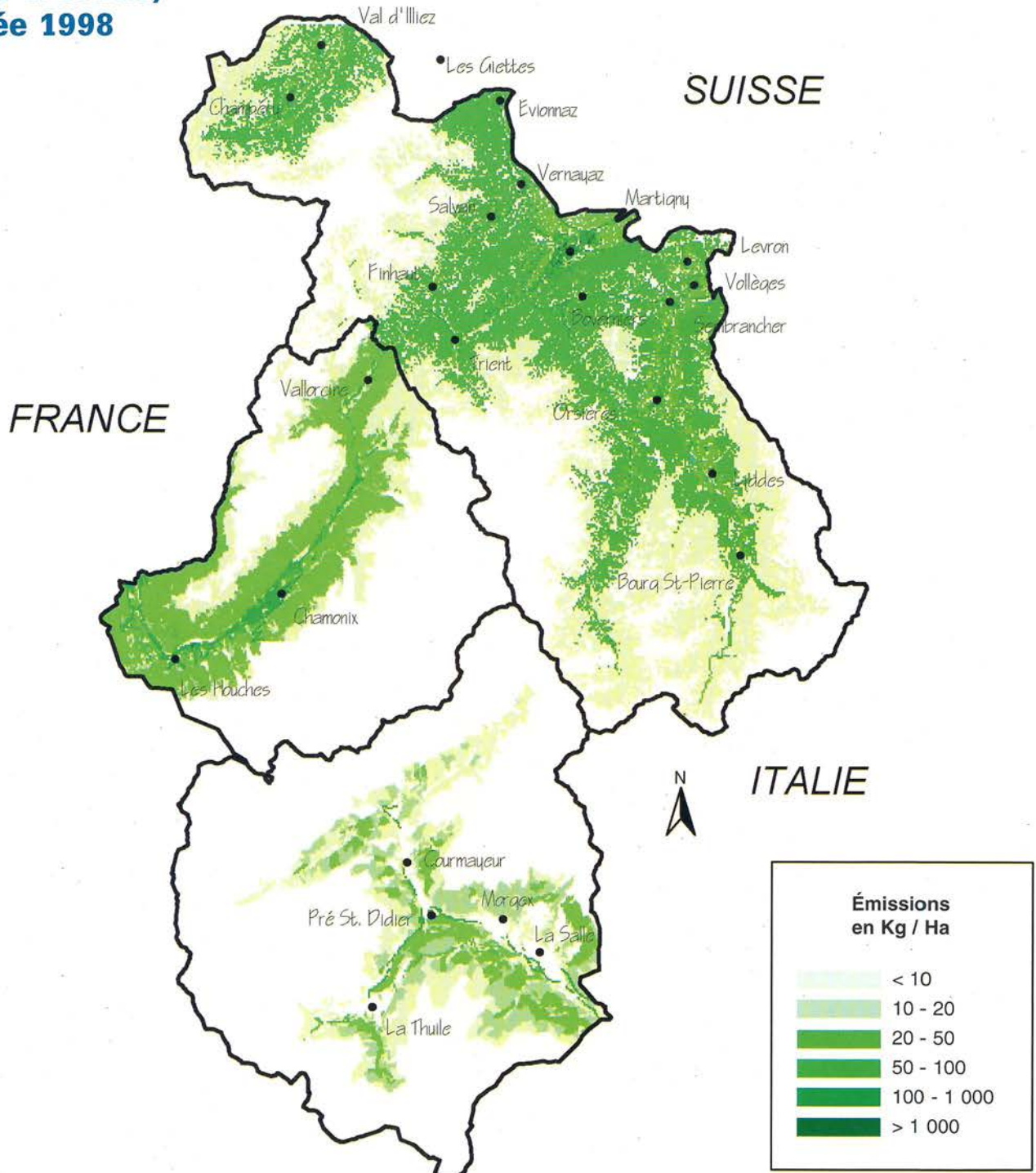
SUISSE



Les émissions de CO (Fig. 2.11) sont principalement attribuables au chauffage et au transport routier. Parmi toutes les catégories de véhicules, les véhicules légers sont ceux qui contribuent le plus largement à ces rejets. Ces derniers sont d'autant plus importants quand ils résultent d'un démarrage à froid, ce qui est le cas pour beaucoup de trajets urbains, notamment dans cette région aux températures rigoureuses.

Émissions de COVnm dans l'Espace Mont-Blanc (zone d'étude) Année 1998

Fig. 2.12



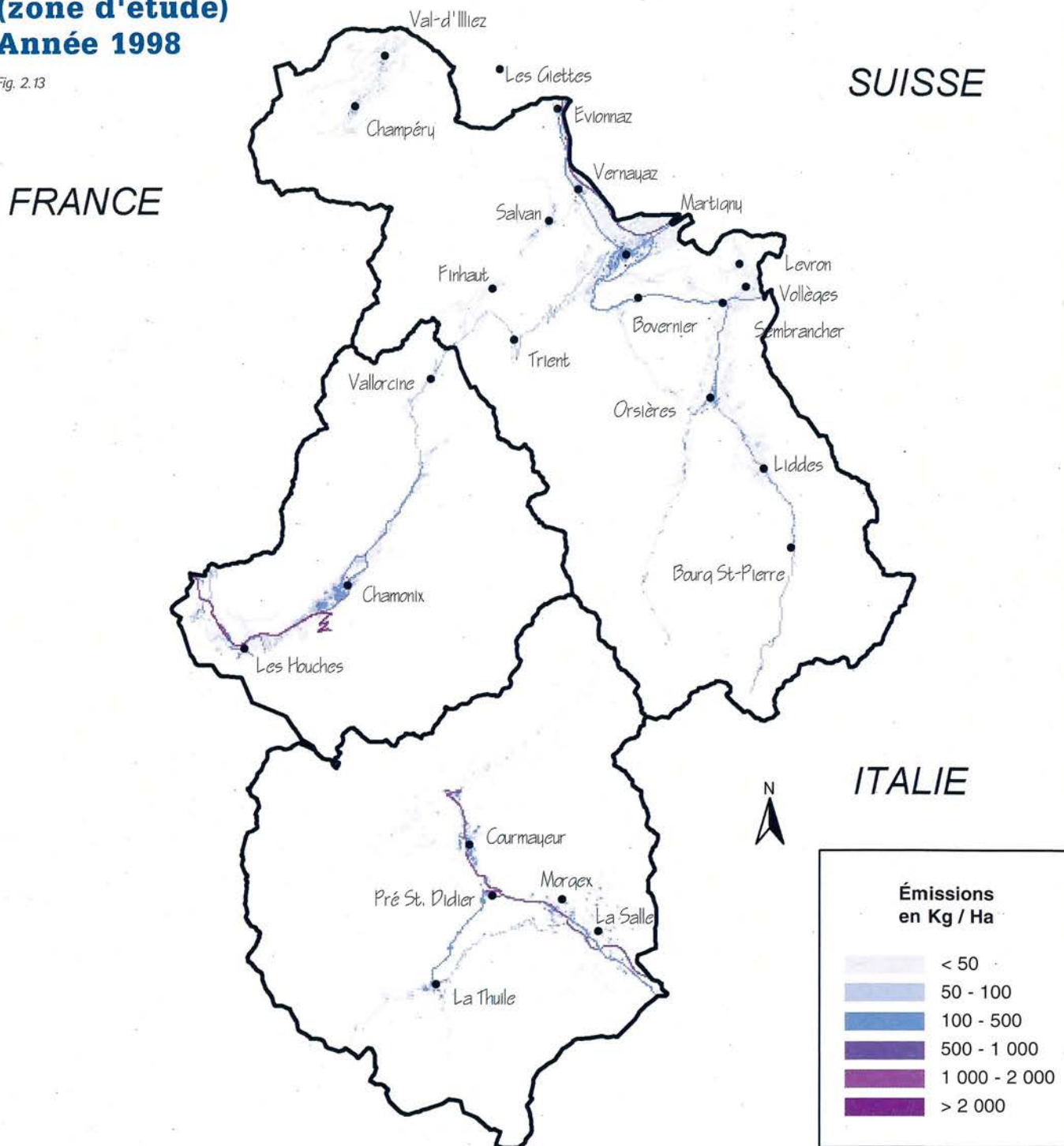
Les émissions de COV (Fig. 2.12) sont la conséquence, nous l'avons déjà évoqué, non pas des seules activités humaines, mais aussi de l'activité biologique des formations végétales. Dès lors, les grandes forêts de résineux, et à un degré moindre, les zones

herbeuses, coïncident avec les secteurs occasionnant des rejets de COV. Toutefois, les contributions du trafic routier se distinguent nettement : si, en volume global, elles sont moins importantes que les émissions naturelles, elles sont en revanche concen-

trées sur des surfaces réduites : là où un hectare de forêts sera responsable de moins de 50 kg de rejets de COV par an, il est fréquent de rencontrer des axes routiers en rejetant plus d'une tonne par an et par hectare.

Émissions de NOx dans l'Espace Mont-Blanc (zone d'étude) Année 1998

Fig. 2.13



Les axes routiers apparaissent comme les lieux principaux d'émissions d'oxydes d'azote (Fig. 2.13). Les voies menant au tunnel du Mont-Blanc, aussi bien côté français qu'italien, contribuent à des rejets parfois supé-

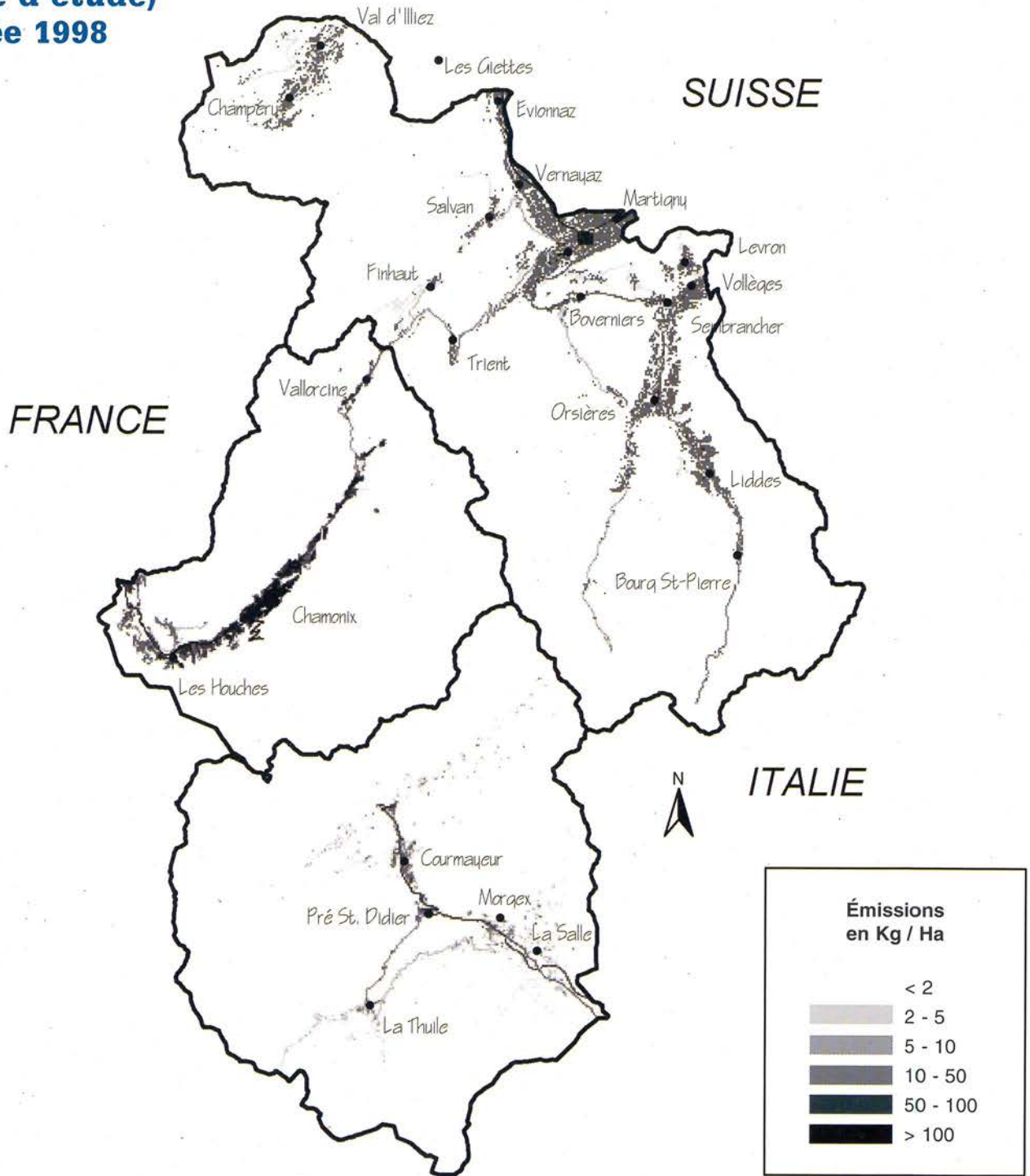
rieurs à 2 tonnes par an et par hectare. C'est notamment le cas pour la rampe d'accès au tunnel sur le versant français, dont la pente supérieure à 6 % multiplie par 3 les rejets des camions poids lourds¹. Les centres

urbains, tout en étant moins significatifs, cumulent les contributions du chauffage et de la circulation automobile.

¹ Par rapport à une route plate.

**Émissions des PTS
dans l'Espace Mont-Blanc
(zone d'étude)
Année 1998**

Fig. 2.14



Chauffage et transport routier sont les activités responsables des émissions de poussières totales en suspension (Fig. 2.14).

Zones urbanisées et axes routiers apparaissent nettement comme lieu de production de cette pollution particulière. Néanmoins,

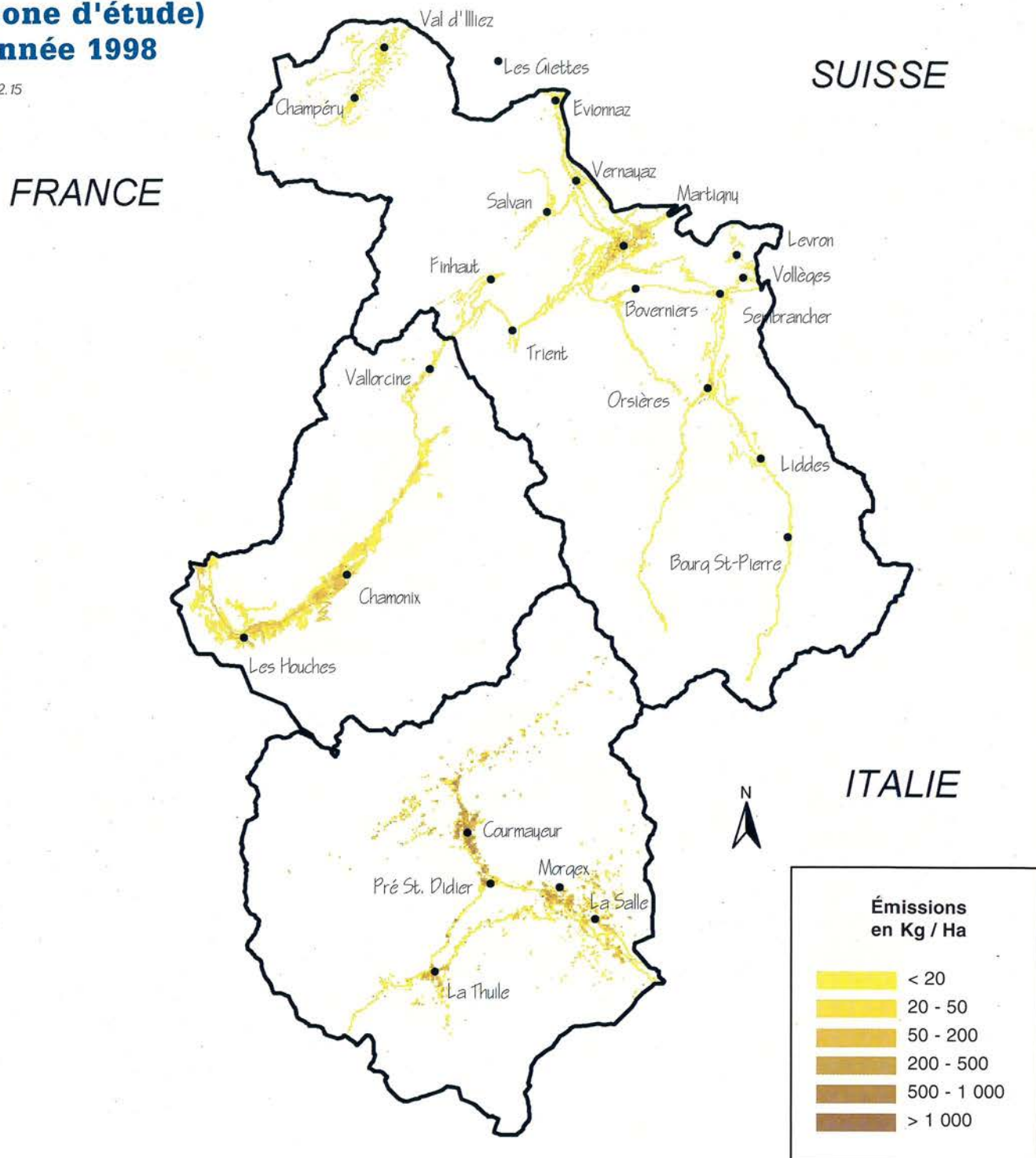
parmi les différentes catégories de véhicules, ceux équipés de moteur diesel contribuent significativement à ce bilan¹.

¹ Tous les véhicules participent aux rejets de particules par un phénomène d'usure des pièces mécaniques et des matériaux (freins, pneus, ...).

A cette origine quasi négligeable dans le bilan global, les véhicules "diesel" ajoutent de manière beaucoup plus discriminante les émissions induites par la combustion du gasoil, et parmi eux les camions poids lourds sont les principaux responsables.

Émissions de SO₂ dans l'Espace Mont-Blanc (zone d'étude) Année 1998

Fig. 2.15



Le SO₂ (Fig. 2.15) est attribuable en majorité au chauffage : les axes routiers ressortent très peu. Comme cela avait déjà été signalé plus haut, les réglementations techniques et

les combustibles utilisés, provoquent des rejets plus importants sur les versants français et italiens du massif : c'est notamment le cas dans le secteur de Courmayeur où

certains rejets sont supérieurs à 1 tonne par an et par hectare.

2.5.1 Le cadastre : un outil d'évaluation et de suivi des émissions

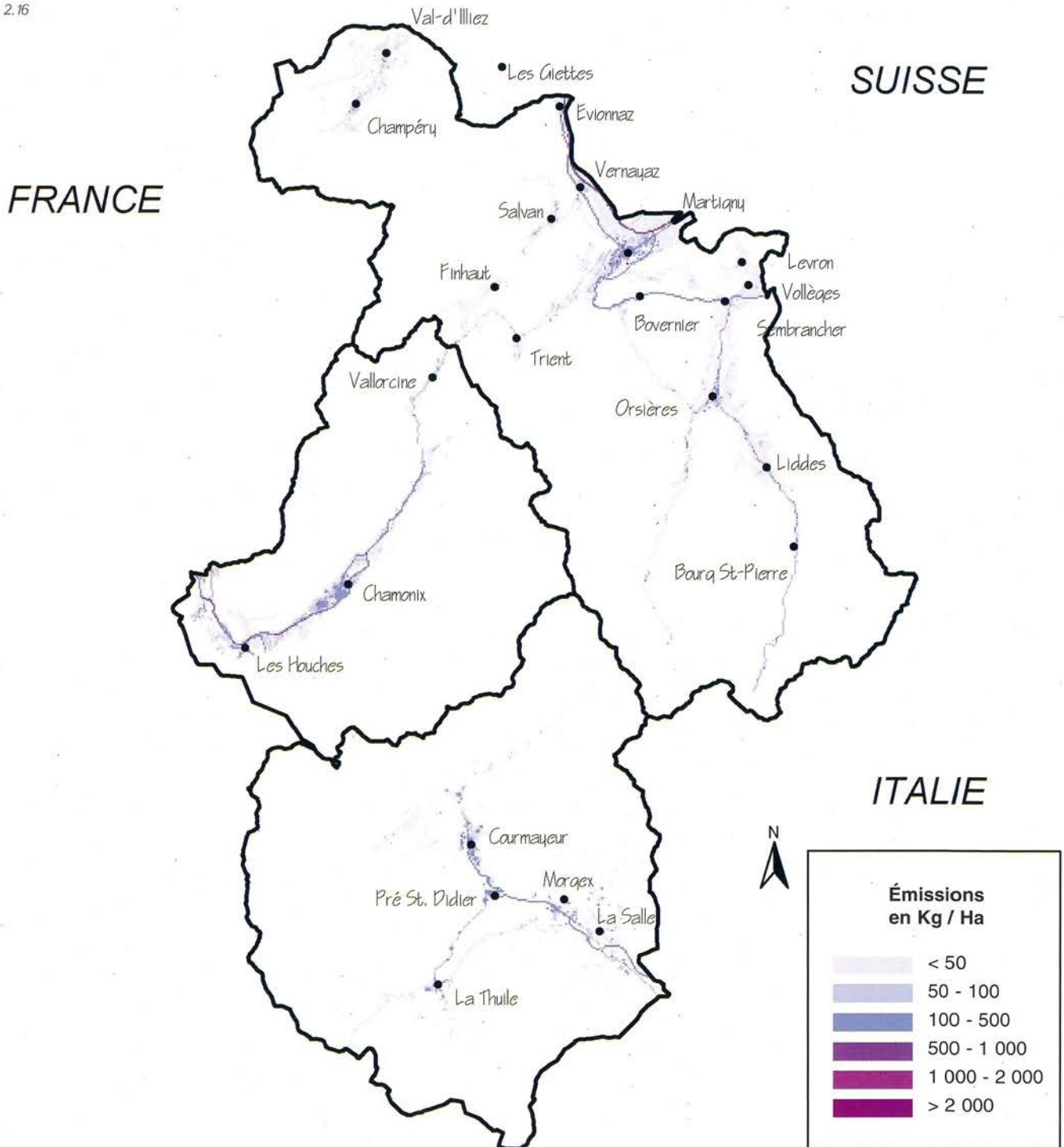
L'année 1998 a été considérée comme l'année de référence du cadastre des émissions. Mais en 1999, la fermeture du tunnel du Mont-Blanc, consécutive à l'incendie du 24 mars, a modifié de manière très significative le bilan des rejets de polluants dans

les secteurs concernés par cet axe majeur de transit entre la France et l'Italie. Cette situation nécessitait un réexamen des émissions et donc une mise à jour du cadastre. La cartographie des émissions d'oxydes d'azote en 2000 (Fig. 2.16) traduit parfaite-

ment les changements induits par la diminution du trafic entre la France et l'Italie : une diminution très nette, qui concerne exclusivement l'axe transalpin, matérialise ses influences sur les rejets globaux.

Émissions des NOx - Année 2000

Fig. 2.16

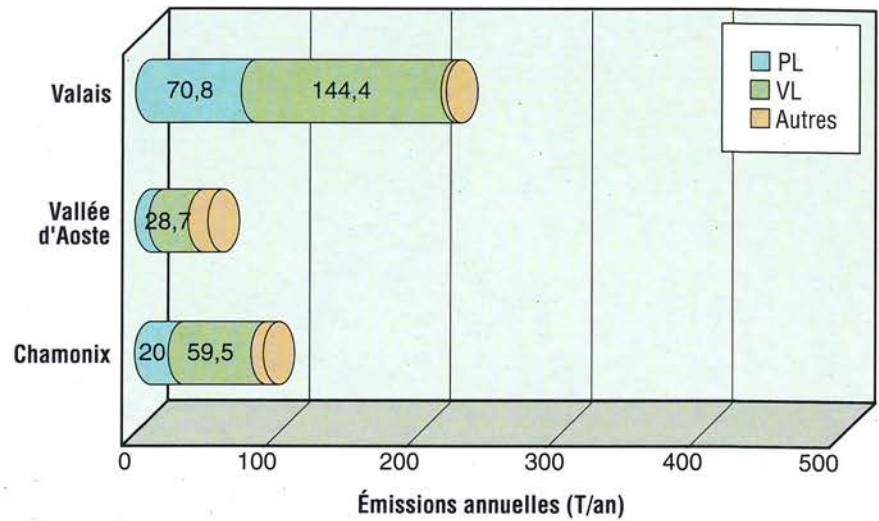


Le graphique de la figure 2.17 permet de quantifier la diminution des rejets, et met encore davantage en avant la responsabilité du trafic poids lourds : sans celui-ci, les rejets ne sont plus que "locaux", et la masse est très peu importante.

Cette responsabilité du trafic poids lourds est toutefois limitée aux seuls oxydes d'azote, les incidences sur les autres polluants étant un peu moins spectaculaires (Fig. 2.18).

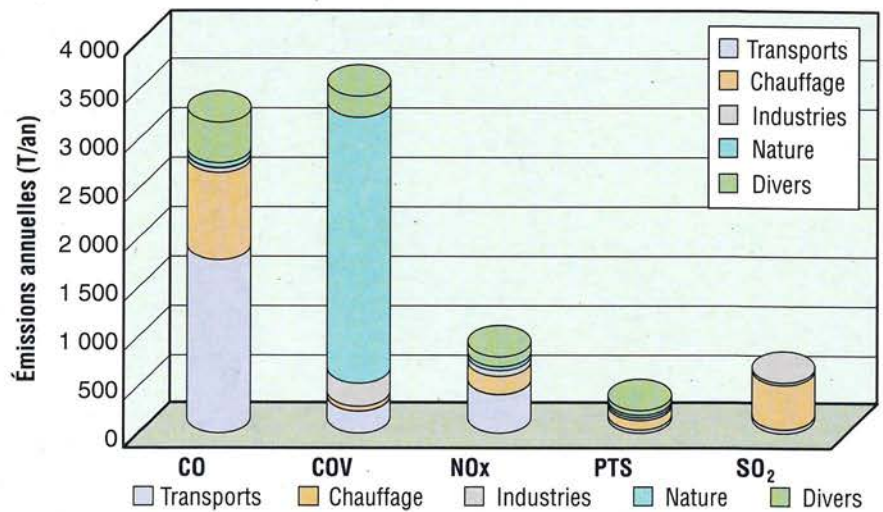
Emissions d'oxydes d'azote (tonnes/an) en 2000 par le transport routier dans la zone d'étude.

Fig. 2.17



Contributions des différents secteurs d'activité aux émissions atmosphériques en 2000.

Fig. 2.18



Cet inventaire transfrontalier des émissions permet pour la première fois de faire le bilan des sources de pollution dans le massif du Mont-Blanc : il hiérarchise ainsi les contributions respectives des principales activités aux rejets de polluants atmosphériques. Sa mise à jour régulière permettra de suivre les évolutions et d'évaluer le bénéfice de politiques, réglementations ou d'incitations énergétiques. Outre la réouverture du tunnel du Mont-Blanc, élément important du bilan des émissions, il sera intéressant d'observer la diminution attendue des rejets atmosphériques liée, par exemple, à l'adoption progressive du gaz naturel en cours de raccordement dans la vallée de Chamonix ou bien à l'introduction des normes euro3 et euro4 dans les véhicules automobiles. Le cadastre remplira alors pleinement son rôle d'évaluation de l'état environnemental de l'atmosphère en regard de l'efficacité des politiques publiques.

3. État de la qualité de l'air

GÉNÉRALITÉS ET NORMES

3.1 MESURES PAR STATIONS FIXES ET MOBILES

3.1.1 Dioxyde de soufre, oxydes d'azote et ozone

3.1.1.1 Dioxyde de soufre - SO₂

3.1.1.2 Les oxydes d'azote - (NO_x)

3.1.1.3 L'ozone - O₃

3.1.2 Les poussières fines

3.1.3 Les métaux lourds dans les poussières PM10

3.1.4 Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP dans les poussières fines

3.2 LES MESURES TRIDIMENSIONNELLES

GÉNÉRALITÉS

3.2.1 Le système de mesure

3.2.2 La région et le plan de vol

3.2.3 Partie descriptive

3.2.3.1 Conditions météorologiques

3.2.3.2 Polluants primaires (NO_x, COV, et autres tels que CO et aérosols)

3.2.3.3 L'ozone

3.2.4 Interprétations

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

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

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

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

3.2.4.5 Est-ce que les vallées sont différentes ?

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

3.3 LE BIOMONITORAGE

3.4 LA MODÉLISATION

3.4.1 Résultats dans le canton du Valais

3.4.2 Résultats dans les vallées d'Aoste et de Chamonix

P.50

P.51-65

P.53-55

P.53

P.54

P.55

P.56-58

P.59-60

P.61-65

P.66-92

P.67-68

P.68

P.69-70

P.71-77

P.71

P.72

P.77

P.78-92

P.78

P.79

P.84

P.88

P.91

P.91

P.93-101

P.102-111

P.105

P.106

GÉNÉRALITÉS ET NORMES

La connaissance des conditions de la qualité de l'air dans le domaine étudié a été obtenue par l'intégration de différentes stratégies :

a – évaluation des profils temporaires des concentrations des polluants classiques et des micropolluants dans deux typologies de sites : de proximité aux grands axes routiers et de fond ; ce but a été atteint par l'utilisation de stations de mesures automatiques équipées avec des analyseurs en continu et des capteurs pour l'échantillonnage des poussières en suspension.

b – l'étude synchronique de la distribution des polluants sur un domaine d'air étendu en trois dimensions, réalisé à l'aide d'un motoplaneur. C'est la puissante orographie de la zone d'étude qui a imposé cette approche inhabituelle.

c – l'étude de la distribution au sol des métaux lourds à travers l'analyse des lichens comme bio-accumulateurs ;

d – la modélisation des concentrations des polluants classiques sur tout le domaine d'étude, réalisée avec des outils mathématiques pour simuler la dispersion des polluants dans l'atmosphère. Cette modélisation a comme données d'entrée la base d'information du cadastre des émissions et la météorologie. Les résultats de la modélisation ont été validés par comparaison avec les données des mesures obtenues par les réseaux de monitoring.

L'intégration entre mesures et simulation a pour but l'évaluation intégrée de l'état de l'air, selon les plus récentes perspectives de l'approche du problème de la qualité de l'air, et pour assurer le respect des valeurs réglementaires. Dans le tableau 3.1 sont résumées toutes les normes en vigueur dans les 3 pays. Il faut remarquer qu'à partir de 2002 en France et en Italie, les valeurs s'harmonisent selon les directives européennes (sur fond jaune)

Ensemble des normes en vigueur dans les trois entités (nombre de dépassements autorisés)

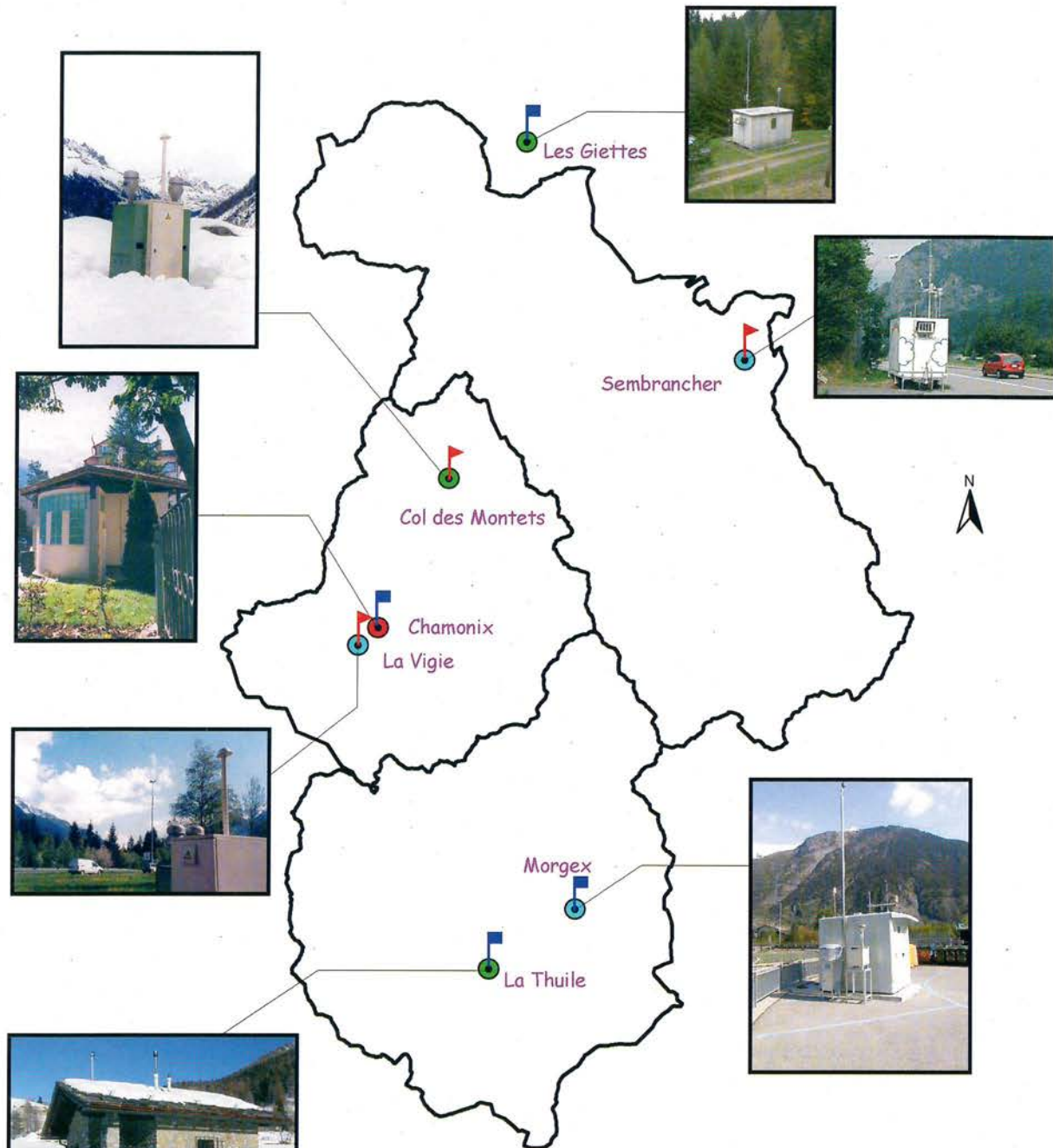
Tableau 3.1






		SUISSE			ITALIE			FRANCE		
		Valeurs	Période d'observation	Qualificatif	Valeurs	Période d'observation	Qualificatif	Valeurs	Période d'observation	Qualificatif
SO ₂ (µg/m ³)	Moyenne annuelle des moyennes quotidiennes	30	année civile	valeur limite	40-60 20	année tropique année civile	valeur guide v.l. écosystèmes	40-60 20	année tropique année civile	valeur guide v.l. écosystèmes
	Moyenne sur l'hiver				20	hiver	v.l. écosystèmes	20	hiver	v.l. écosystèmes
	P50 des moyennes quotidiennes				80 130	année tropique hiver	valeur limite valeur limite	80 130	année tropique hiver	valeur limite valeur limite
	P98 des moyennes quotidiennes				250	année tropique	valeur limite	250	année tropique	valeur limite
	P95 des moyennes 1/2h	100	année civile	valeur limite						
	Moyenne journalière	100	jour	valeur limite	100-150 125 (3) 125 250	année tropique jour jour jour	valeur guide v.l. santé humaine niveau d'attention niveau d'alarme	100-150 125 (3)	jour jour	valeur guide v.l. santé humaine
	Moyenne horaire				350 (24) 500	heure heure	v.l. santé humaine seuil alerte	350 (24) 500 300	heure heure heure	v.l. santé humaine seuil alerte niveau d'info
Poussières Totales en Suspension PTS (µg/m ³)	Moyenne annuelle des moyennes quotidiennes				40-60 150	année tropique année tropique	valeur guide valeur limite	40-60	année tropique	valeur guide
	P50 des moyennes quotidiennes							80 130	année tropique hiver	valeur limite valeur limite
	P95 des moyennes quotidiennes				300	année tropique	valeur limite			
	P98 des moyennes quotidiennes							250	année tropique	valeur limite
	Moyenne journalière				100-150 150 300	jour jour jour	valeur guide niveau d'attention niveau d'alarme	100-150	jour	valeur guide
Poussières fines PM10	Moyenne annuelle des moyennes quotidiennes	20	année civile	valeur limite	40 40	année civile année civile	obj. qualité v.l. santé humaine	30 40	année civile année civile	objectif qualité v.l. santé humaine
	Moyenne journalière	50	année civile	valeur limite	50 (35)	année civile	v.l. santé humaine	50 (35)	année civile	v.l. santé humaine
NO ₂ (µg/m ³)	Moyenne annuelle des moyennes horaires	30	année civile	valeur limite	40	année civile	v.l. santé humaine	40	année civile	v.l. santé humaine
	Moyenne journalière	80	Jour	valeur limite						
	P50 des moyennes horaires				50	année civile	valeur guide	50	année civile	valeur guide
	P95 des moyennes 1/2h	100	Année civile	valeur limite						
	P98 des moyennes horaires				135 200	année civile année civile	valeur guide valeur limite	135 200	année civile année civile	valeur guide valeur limite
	Moyenne horaire				200 (18) 400 200 400	heure heure heure heure	v.l. santé humaine seuil alerte niveau d'attention niveau d'alarme	200 (18) 400 200	heure heure heure	v.l. santé humaine seuil alerte niveau d'info
NO _x (NO ₂)	Moyenne annuelle des moyennes horaires				30	année civile	protec. végét.	30	année civile	protec. végét.
O ₃ (µg/m ³)	Moyenne journalière				65	jour	protec. végét.	65	jour	protec. végétation
	P98 des moyennes 1/2h mensuelle	100	Mois	valeur limite						
	Moyenne sur 8 heures				110	8 heures gliss.	protec. santé	110	8 heures	protec. santé
	Moyenne horaire	120	heure	valeur limite	200 180 360	heure heure heure	valeur limite niveau d'attention niveau d'alarme	200 360 180	heure heure heure	protec. végétation seuil alerte niveau d'info
CO (mg/m ³)	Moyenne journalière	8	année civile	valeur limite						
	Moyenne sur 8 heures				10 10	8 heures 8 heures gliss.	valeur limite v.l. santé humaine	10	8 heures gliss.	v.l. santé humaine
	Moyenne horaire				40 15 30	heure heure heure	valeur limite niveau d'attention niveau d'alarme			
Pb (µg/m ³)	Moyenne annuelle des moyennes quotidiennes	0,5	année civile	valeur limite	2 0,5	année civile année civile	valeur limite v.l. santé humaine	0,25 2 0,5	année civile année civile année civile	valeur guide valeur limite v.l. santé humaine
Benzène (µg/m ³)	Moyenne annuelle glissante des moyennes quotidiennes				10	365 jours	obj. Qualité			
	Moyenne annuelle des moyennes quotidiennes				5	année civile	v.l. santé humaine	5	année civile	v.l. santé humaine
Cd (ng/m ³)	Moyenne annuelle des moyennes quotidiennes	1,5	année civile	valeur limite						
BisP (ng/m ³)	Moyenne annuelle glissante des moyennes quotidiennes				1	365 jours	obj. Qualité			

3.1 MESURES PAR STATIONS FIXES ET MOBILES

Stations de mesure dans l'Espace Mont-Blanc (zone d'étude)

Fig. 3.1



Typologie de stations		Typologie de sites	
	fixe		fond
	mobile		proximité
			urbain

La majeure partie des polluants auxquels les législations des trois pays font référence pour qualifier le niveau de pollution de l'air ambiant et pour entreprendre des actions d'assainissement sont mesurés en continu par les réseaux fixes des trois entités :

L'Air de l'Ain et des Pays de Savoie est le réseau de mesure de la qualité de l'air des départements de l'Ain, de la Savoie et de la Haute-Savoie. Il a pour missions de surveiller la qualité de l'air, de prévenir et d'informer selon les dispositions de la loi sur l'air du 30.12.1996 et des différents arrêtés préfectoraux. L'association qui gère le réseau a été créée à la fin du mois de novembre 1995, et les premières stations ont été implantées en 1997.

Le réseau est actuellement encore en développement. A la fin de 1998, il compte 9 stations réparties sur les 3 agglomérations de plus de 100.000 habitants, ainsi que dans les vallées de Maurienne et de Chamonix. L'équipement du réseau a été conduit selon les préconisations nationales en vigueur, et chaque station ou groupe de stations de mesures permet de connaître la qualité moyenne de l'air respiré par la majorité des habitants d'une agglomération.

Le **RESIVAL**, le réseau d'observation des immissions en Valais, a pour but de saisir l'état général de la pollution atmosphérique du canton et d'en suivre l'évolution. Il a été

implanté en 1989 à la suite d'une étude prenant en compte les émetteurs polluants, les conditions météorologiques et les exigences de la législation fédérale.

Il compte 9 stations couvrant ainsi une large partie du territoire cantonal. Chaque station représente une région de référence qui peut être extrapolée aux régions similaires.

Le réseau de contrôle de la qualité de l'air en Vallée d'Aoste a été réalisé à partir de 1990 avec pour but d'observer la pollution atmosphérique sur les différentes typologies de sites qui caractérisent le territoire de la Région. La ville d'Aoste, les zones de proximité aux grandes voies de communication et les zones forestières de montagne constituent ces différentes typologies de site.

Dès 1995, le monitoring a été intensifié dans la ville d'Aoste qui a été déclarée zone à risque de phénomènes aigus de pollutions atmosphériques. Quatre nouvelles stations de mesure ont été installées dans différentes situations urbaines.

Depuis le 1^{er} janvier 1997, le réseau est géré par l'Agence Régionale pour la Protection de l'Environnement (ARPA).

Compte tenu de l'importance du trafic le long des grands axes routiers comme source principale de pollution dans la zone d'étude, les typologies de site investigués dans le cadre de cette étude sont les sites de fond, éloignés de toutes sources polluantes et

notamment du trafic, et les sites de proximité routière. Pour une évaluation exhaustive des conditions de qualité de l'air, on a considéré aussi les sites urbains, à l'intérieur de la zone d'étude (Chamonix) et Sion et Aoste comme condition de référence au bord du périmètre.

Dans les sites choisis pour cette étude et dépourvus de stations fixes, des moyens mobiles ont été engagés notamment à Sembrancher, à Chamonix-La Vigie et au Col des Montets.

La représentation du réseau ainsi mis en place dans la zone d'étude est montrée en figure 3.1.

L'équipement dédié aux mesures en continu des stations fixes et mobiles a été intégré pour cette étude avec des capteurs des particules en suspension pour l'évaluation des poussières et des micropolluants. Ces déterminations ont été réalisées avec la méthode par sondage. Elle consiste dans la réalisation de mesures pendant une semaine, à répéter tous les deux mois pendant une année.

Les semaines de mesure ont été réalisées dans les trois pays aux mêmes périodes saisonnières.

Cette méthodologie permet d'obtenir des estimations significatives sur les niveaux de pollution moyenne annuelle.

La période de mesure s'étend du 1^{er} juin 2000 au 31 mai 2001.

3.1.1.2 Les oxydes d'azote (NOx)

Le terme d'oxydes d'azote (NOx) englobe le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂). Le NO est un gaz incolore et inodore qui se transforme en NO₂ dans l'atmosphère. A forte concentration, le NO₂ est un gaz brun-rouge irritant.

Toute combustion à haute température donne naissance aux NOx. Parmi les sources, se trouvent notamment le chauffage domestique et industriel, les transports ainsi que différentes productions industrielles.

En présence de lumière, les NOx associés aux hydrocarbures volatils constituent les précurseurs de l'ozone. Ils participent à l'acidification des retombées humides et à la formation de poussières fines.

D'un point de vue sanitaire, les oxydes d'azote provoquent des troubles respiratoires et l'irritation des muqueuses.

Les valeurs limites pour la moyenne annuelle de dioxyde d'azote sont sensiblement différentes pour l'Union Européenne (40 µg/m³) et pour la Suisse (30 µg/m³) (Fig.3.3). Les mesures enregistrées au cours de l'étude démontrent clairement que les situations en zones rurales et alpines correspondent pleinement aux normes. Bien qu'élevées, les immissions en proximités routières satisfont également aux exigences.

En revanche, dans les zones urbaines, tous les sites accusent des moyennes annuelles supérieures à la valeur limite prévalant en Suisse. Le site de la Place Plouves d'Aoste dépasse également la norme européenne.

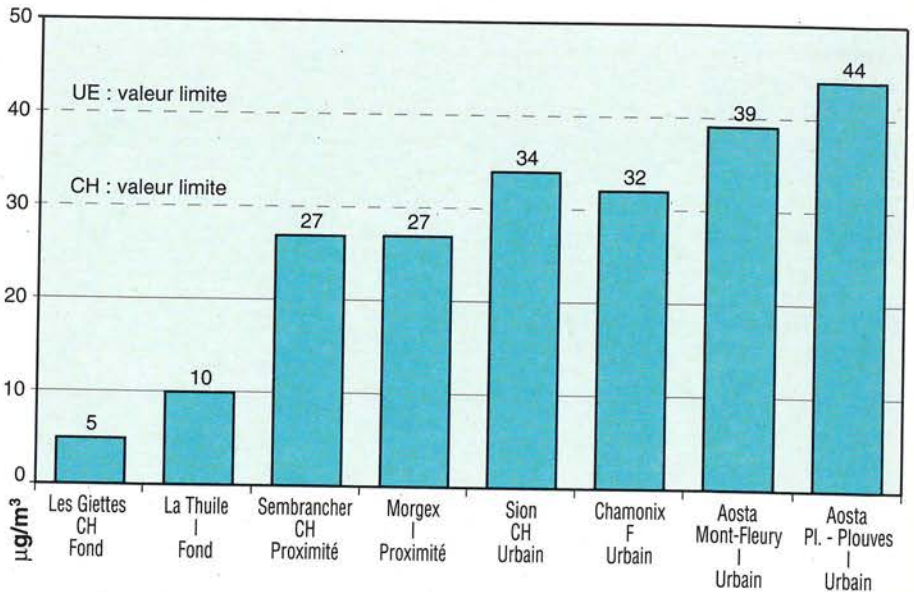
Les immissions de NO₂ fluctuent grandement au cours de l'année (Fig. 3.4), notamment en raison des variations saisonnières des émissions du chauffage, ou par accumulation due aux conditions météorologiques comme les inversions thermiques, fréquentes en hiver, qui concentrent les polluants près du sol.

Bien que les exigences législatives soient généralement respectées, l'influence du trafic de transit se ressent assez loin des lieux d'émission.

Dans l'Espace Mont-Blanc, la pollution par le NO₂ reste un problème même en zones rurales et alpines, où les normes sont respectées, notamment parce que le NO₂ agit en tant que précurseur de l'ozone, mais également parce qu'il participe à l'acidification des retombées qui ont pour effet un déséquilibre du pH des sols augmentant la mobilité des métaux lourds et portant ainsi atteinte aux écosystèmes et à la biodiversité.

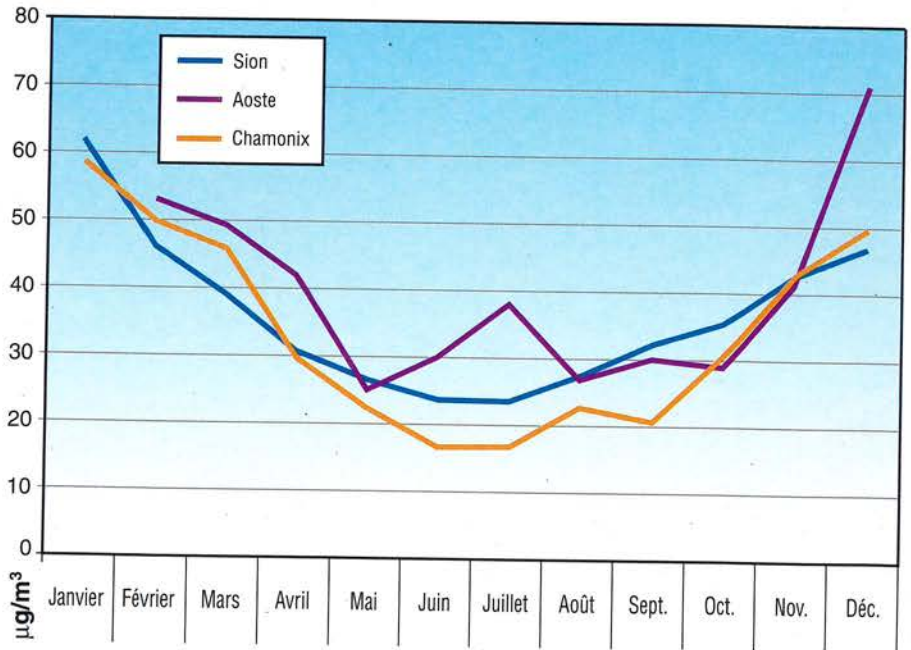
Immissions moyennes annuelles de NO₂

Fig. 3.3



Evolution mensuelle des immissions de NO₂ en situation urbaine Année 2000

Fig. 3.4



3.1.1 Dioxyde de soufre, oxydes d'azote et ozone

3.1.1.1 Dioxyde de soufre - SO₂

L'anhydride sulfureux ou dioxyde de soufre (SO₂) est un gaz incolore, irritant et très soluble dans l'eau. A forte concentration son odeur est âcre. Il provient essentiellement de la combustion des carburants et des combustibles fossiles contenant du soufre. Il peut également être émis par certaines productions industrielles.

Le SO₂ est l'un des précurseurs des retom-

bées acides et des poussières fines. Il porte atteinte à notre santé en altérant nos fonctions respiratoires.

Les investigations démontrent que les niveaux de dioxyde de soufre enregistrés au sein de l'Espace Mont-Blanc correspondent pleinement aux exigences législatives tant européennes que suisses (figure 3.2).

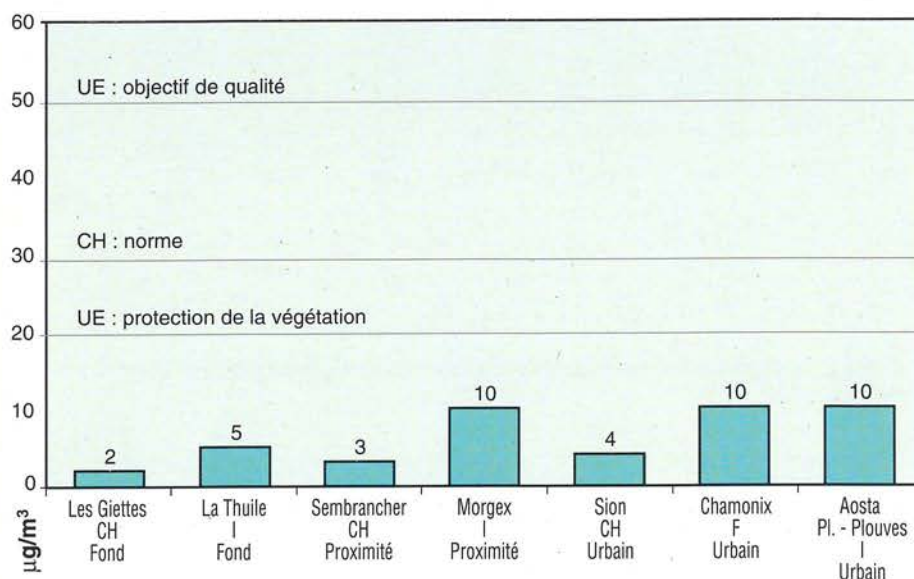
Le recul des concentrations de SO₂ est imputable principalement à la diminution

progressive de la teneur en soufre des carburants et des combustibles fossiles. Les différences régionales sont dues au degré de désulfuration des carburants et des combustibles fossiles.

A ce jour, les immissions de SO₂ sont basses et, en l'état des connaissances, ne posent plus de problèmes environnementaux.

Immissions moyennes annuelles de SO₂.

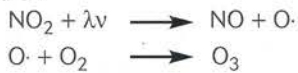
Fig 3.2



3.1.1.3 L'ozone - O₃

L'ozone (O₃) se présente sous la forme d'un gaz très instable, incolore, à l'odeur légèrement âcre. Dans la stratosphère, à une altitude supérieure à 10-15 km, l'O₃ se forme par absorption du rayonnement solaire UVC (<240 nm). Cette couche d'ozone est très importante puisqu'elle nous protège des rayons ultraviolets, incompatibles avec la vie terrestre.

Dans la troposphère, l'ozone est formé par réactions photochimiques en présence d'oxydes d'azote et d'hydrocarbures sous l'action d'un rayonnement solaire intense. Ce processus implique un grand nombre de réactions chimiques et photochimiques et une multitude de composés. On peut toutefois le résumer à la dissociation du NO₂ par la lumière :



L'ozone se produit donc durant la journée à la faveur du rayonnement solaire, alors que sa destruction, dépendant de réactions inverses, s'effectue la nuit.



Des informations plus détaillées sur les dynamiques de formation de l'O₃ sont présentées dans le chapitre 3.2

L'O₃ est particulièrement irritant pour le système respiratoire et les muqueuses oculaires. Durant les grandes chaleurs estivales, il peut former le smog oxydant ou smog photochimique très néfaste pour les populations et dont la phytotoxicité est reconnue.

La figure 3.5 comporte les indicateurs de qualité ainsi que les valeurs correspondantes enregistrées durant l'étude. Les niveaux considérés comme potentiellement problématiques sont assez différents en EU et en CH qui détient les valeurs limites les plus draconiennes avec une norme située à 120 µg/m³ en moyenne horaire.

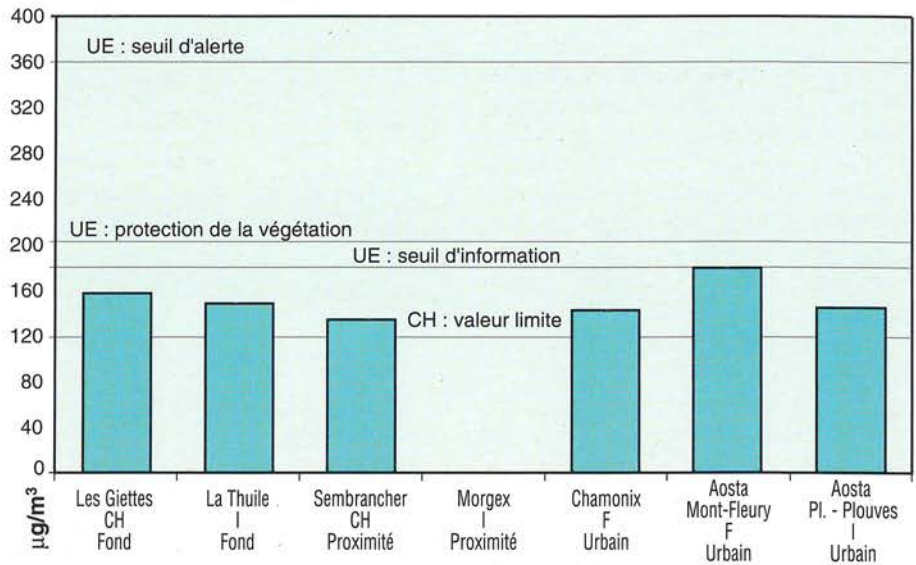
Tous les sites enregistrent des valeurs supérieures aux normes suisses mais restent conformes aux exigences européennes.

D'une manière générale les sites ruraux accusent des niveaux les plus élevés même si les concentrations sont distribuées de manière plus ou moins égale sur l'ensemble du territoire. Les immissions massives interviennent en période estivale avec les maxima au mois de juin (Fig. 3.6).

La réduction des immissions d'ozone passe par une réduction drastique de ses précurseurs sachant que, comme le montrent différentes études, la baisse de 50 % de ceux-ci ne conduit qu'à une baisse de 10 à 20 % des immissions d'ozone.

Immissions horaires maximales O₃

Fig 3.5



Pour ce qui concerne les polluants classiques considérés dans ce chapitre, les mesures des réseaux mettent en évidence des immissions excessives de dioxyde d'azote dans les centres urbains et d'ozone sur l'ensemble de l'Espace Mont-Blanc.

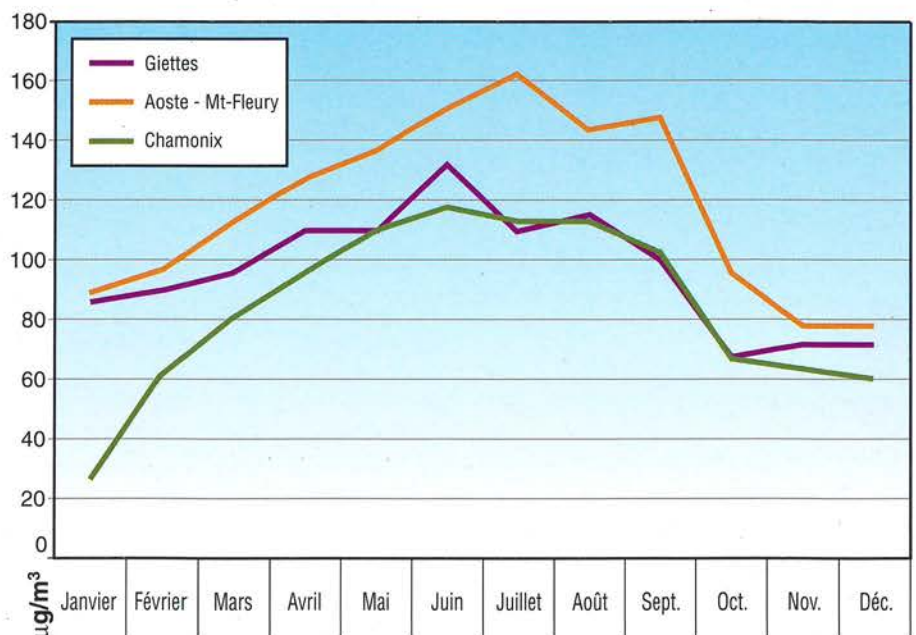
L'EMB se caractérise par des zones subissant d'importantes charges de pollution primaire mais également des régions exemptes de toute source polluante.

La sensibilité du milieu et sa conservation intacte dans le futur nécessitent une surveillance de tous les instants.

Les efforts nécessaires doivent être entrepris par les collectivités publiques pour que toutes des exigences législatives soient respectées.

Evolution mensuelle (P98) des immissions de O₃ - Année 2000.

Fig 3.6



3.1.2 Les poussières fines

L'origine des particules présentes en suspension dans l'atmosphère est très variée. Un rôle très important dans la production des particules est joué par le trafic, essentiellement par les voitures, sources directes de polluants, et par rapport aux infrastructures routières. Les émissions des véhicules sont dues au processus de combustion des moteurs qui produisent les gaz d'échappement ; elles sont dues aussi à l'abrasion des pneus et des freins. L'effet de resuspension des surfaces du réseau routier concerne toutes les particules qui s'y sont déposées. Parmi celles-ci sont importantes, surtout pour les routes en altitude, les particules de sable et sel utilisées en hiver pour limiter la formation de verglas sur leurs surfaces.

Les dynamiques de resuspension concernent aussi les surfaces découvertes, les chantiers, etc.

Les processus naturels jouent eux-mêmes un rôle important dans les émissions de poussières dans l'atmosphère : par exemple les pollens et les spores.

Ces dernières sources émettent surtout des particules de taille majeure, avec diamètre aérodynamique supérieur à quelques μm .

Les particules de taille inférieure sont émises surtout par les processus de combustion (chauffage, trafic) et par des procédés industriels.

Celles-ci surtout peuvent transporter des composants dangereux pour la santé, tels que les métaux lourds et molécules complexes des hydrocarbures, les hydrocarbures polycycliques aromatiques avec poids moléculaire élevé.

Le danger pour la santé humaine ne dépend pas seulement de la composition des particules, mais aussi de leur taille. Les particules de diamètre supérieur à $10 \mu\text{m}$ sont arrêtées dans les muqueuses rhinopharyngées. Ce sont celles de taille inférieure qui pénètrent plus profondément : les particules avec diamètre de 5 à $10 \mu\text{m}$ rejoignent la trachée et les bronches (fraction inhalable) ; celles de diamètre inférieur à $2.5 \mu\text{m}$ peuvent se déposer directement dans les alvéoles pulmonaires (fraction respirable).

C'est la raison pour laquelle l'attention pour la protection de la santé se concentre sur la plus fine composante des poussières. Actuellement, la plupart des normes fixe des limites uniquement sur la fraction avec diamètre supérieur à $10 \mu\text{m}$, le PM10.

Dans cette étude, on a pris en compte la fraction PM10, et la fraction PM2.5.

Concentrations de PM10 et PM2.5 Estimation des valeurs moyennes annuelles

Tableau 3.2

		PM 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	PM 2.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Proximité	Chamonix La Vigie - F.	23,7	19,0
	Morgex - I.	36,3	29,0
	Sembrancher - CH	22,6	18,8
Fond	Col des Montets - F	11,7	8,8
	La Thuile - I	19,7	11,6
	Les Giettes - CH	13,1	10,5

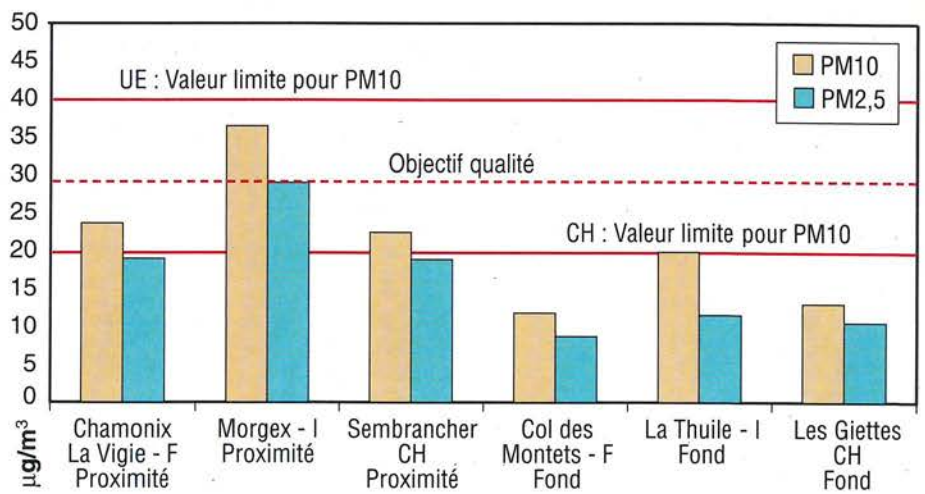
Le monitoring a été réalisé avec la méthode par sondages.

La mesure de la concentration des poussières fines a été réalisée par filtration d'air sur 24 h. L'aspiration a été de $16.7 \text{ l}/\text{min}$.

La mesure a été réalisée par méthode gravimétrique. Les valeurs moyennes annuelles des concentrations de poussière PM10 et PM 2.5 sont illustrées dans le tableau 3.2 et dans le graphique de la figure 3.7 avec l'indication des normes des trois pays.

Concentrations de PM10 et PM2.5 Estimation des valeurs moyennes annuelles

Fig. 3.7

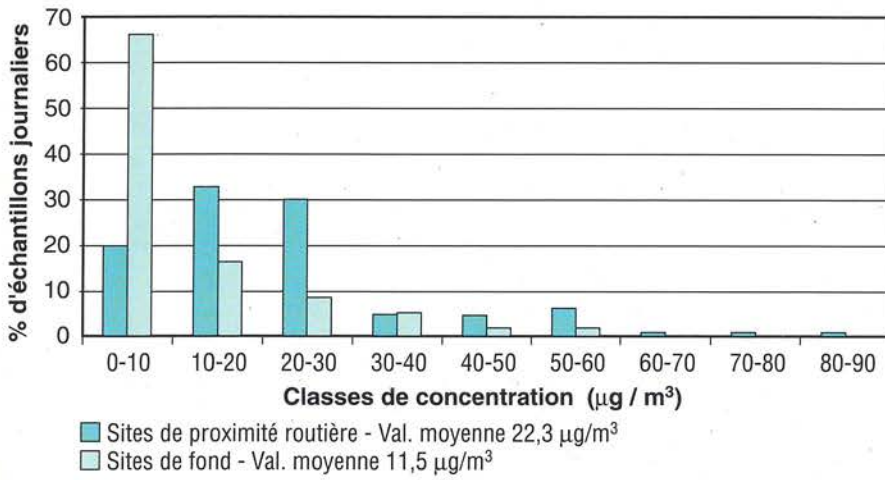


On voit que les normes de l'UE (normes France et Italie) ne sont pas dépassées, bien que dans les sites de proximité et en particulier à Morgex les valeurs s'en rapprochent. La norme suisse, bien plus restrictive, est en revanche dépassée dans tous les sites de proximité. Elle en est aussi proche à La Thuile.

Le tableau de toutes les valeurs mesurées relatives aux moyennes journalières est présenté en annexe.

Répartition des concentrations de PM2.5 dans les sites de fond et de proximité routière

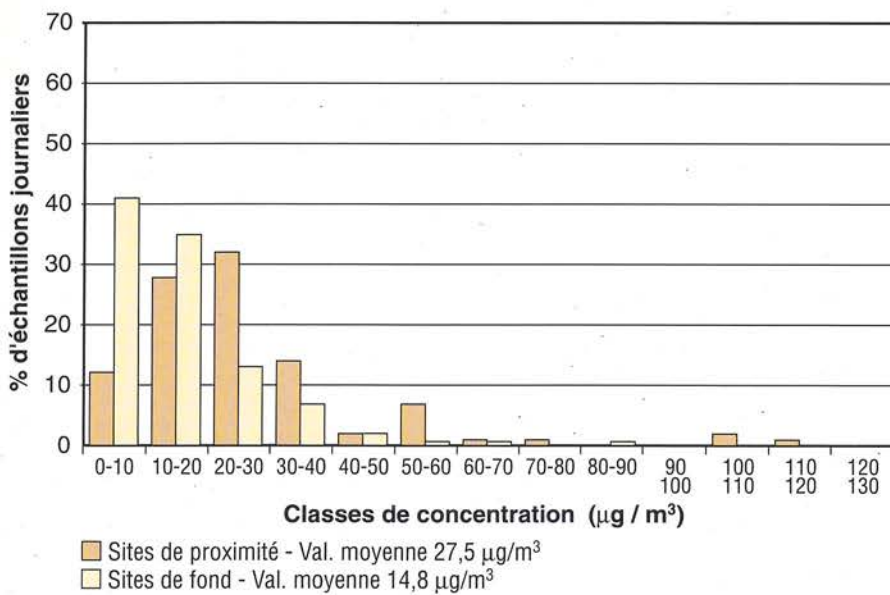
Fig. 3.8



On illustre dans les figures 3.8 et 3.9 les histogrammes des concentrations moyennes journalières, par taille de particule et par site de mesure.

Répartition des concentrations de PM10 dans les sites de fond et de proximité routière

Fig. 3.9



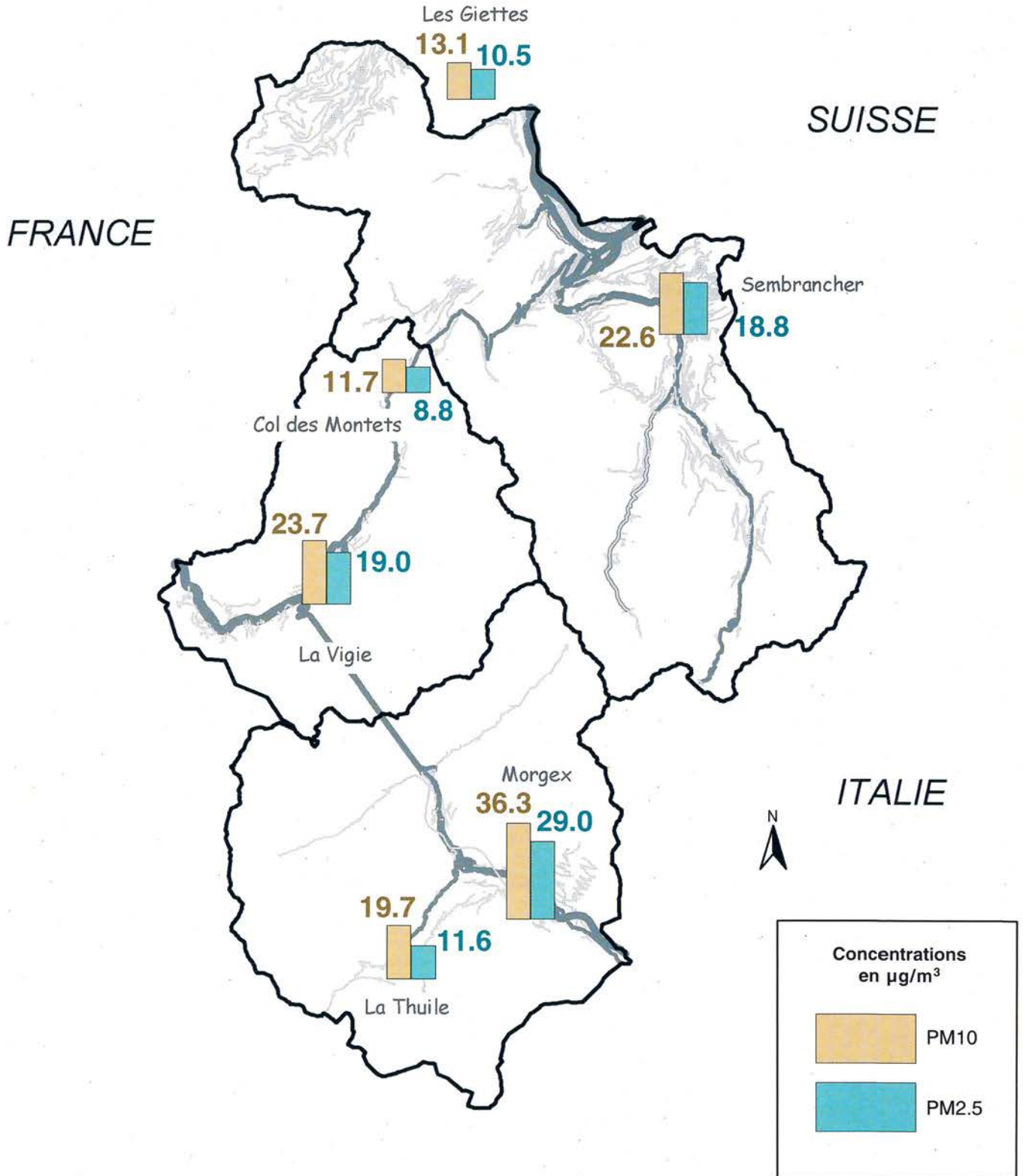
On voit clairement une répartition différente entre les sites de proximité et les sites de fond.

La majeure partie des échantillons dans les sites de fond se situe dans la classe 0 – 10 µg/m³ tandis que le mode de concentration dans les sites de proximité se situe entre 20 – 30 µg/m³ pour le PM10 et entre 10 – 20 µg/m³ pour le PM2.5.

Les concentrations des PM10 et de PM2.5 sont illustrées dans la carte de la figure 3.10 en comparaison avec les flux de trafic le long des axes routiers principaux.

Concentrations moyennes de PM10 et PM2.5

Figure 3.10



3.1.3 Les métaux lourds dans les poussières PM10

La présence de métaux lourds dans l'atmosphère est un phénomène dont l'impact peut être important pour l'intégrité de l'environnement et pour la santé humaine.

Dans cette étude on a considéré dans les trois pays concernés quatre métaux lourds : le plomb, le cadmium, le nickel et le zinc.

Le plomb (Pb) a été pendant longtemps le métal le plus considéré, étant utilisé dans les essences comme antidétonant. Plus récemment, cet additif a été interdit à des périodes différentes dans les trois pays : en Suisse et en France depuis 1^{er} janvier 2000, et en Italie depuis le 1^{er} janvier 2002.

Pendant la réalisation de cette campagne, des voitures utilisant de l'essence plombée étaient encore en circulation. Le plomb peut aussi être émis par l'industrie (fonderies, installations d'incinération d'ordures). La présence de plomb le long des axes routiers, selon la littérature, a été relevée sur une distance de 100 à 200 m du bord de la route.

Le cadmium (Cd) est produit par l'industrie (traitement de surfaces métalliques, fabrication des plastiques, des accumulateurs et des batteries). Il est produit aussi par le processus d'incinération d'ordures ménagères et par le trafic, surtout des diesels. Il peut être diffusé dans l'environnement par l'utilisation des fertilisants phosphatés et par la combustion des combustibles fossiles. Il est classé par l'Agence Internationale pour la Recherche sur le Cancer (AIRC) comme cancérigène pour l'homme (classe I).

Le nickel (Ni) est produit par les chauffages au fuel et au charbon, par les usines de production de l'acier, par le trafic routier (surtout diesel) et par les installations d'incinération d'ordures ménagères.

Les composés de nickel sont considérés par l'AIRC en classe I (cancérigène pour l'homme) ; tandis que le nickel métallique est considéré en classe IIB (possible cancérigène pour l'homme).

Le zinc (Zn) est produit par l'industrie de production de l'acier, l'industrie de batteries, les incinérateurs d'ordures ménagères, la combustion de charbon et le trafic routier.

Il n'est pas classé comme cancérigène.

Les déterminations des métaux lourds ont été effectuées sur les mêmes échantillons que ceux utilisés pour la détermination gravimétrique des poussières.

Les valeurs moyennes annuelles estimées

pour les concentrations des métaux lourds dans les poussières PM10 sont illustrées dans le tableau 3.3 et dans le graphique de la figure 3.11.

Les données de base sont exprimées en moyennes journalières et illustrées en annexe "Mesures de micropolluants".

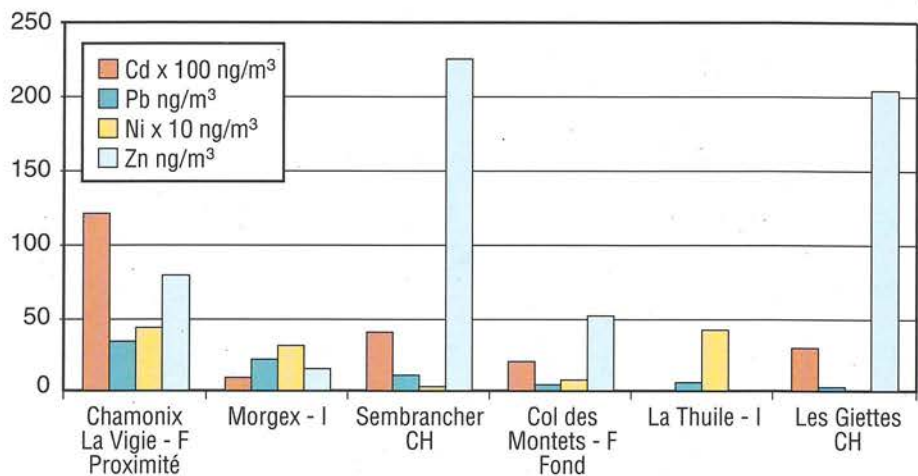
Concentrations de métaux lourds Estimation des valeurs moyennes annuelles

Tableau 3.3

		Cd ng/m ³	Pb ng/m ³	Ni ng/m ³	Zn ng/m ³
Proximité	Chamonix La Vigie - F.	1,2	34,7	4,3	79,2
	Morgex - I.	0,1	22,3	3,1	15,3
	Sembrancher - CH	0,4	10,2	0,3	225,7
Fond	Col des Montets - F	0,2	5,3	4,2	LD
	La Thuile - I	LD	5,5	4,2	LD
	Les Giettes - CH	0,3	3,0	LD	204,0

Concentrations de métaux lourds dans le PM10 Estimation des valeurs moyennes annuelles

Fig. 3.11



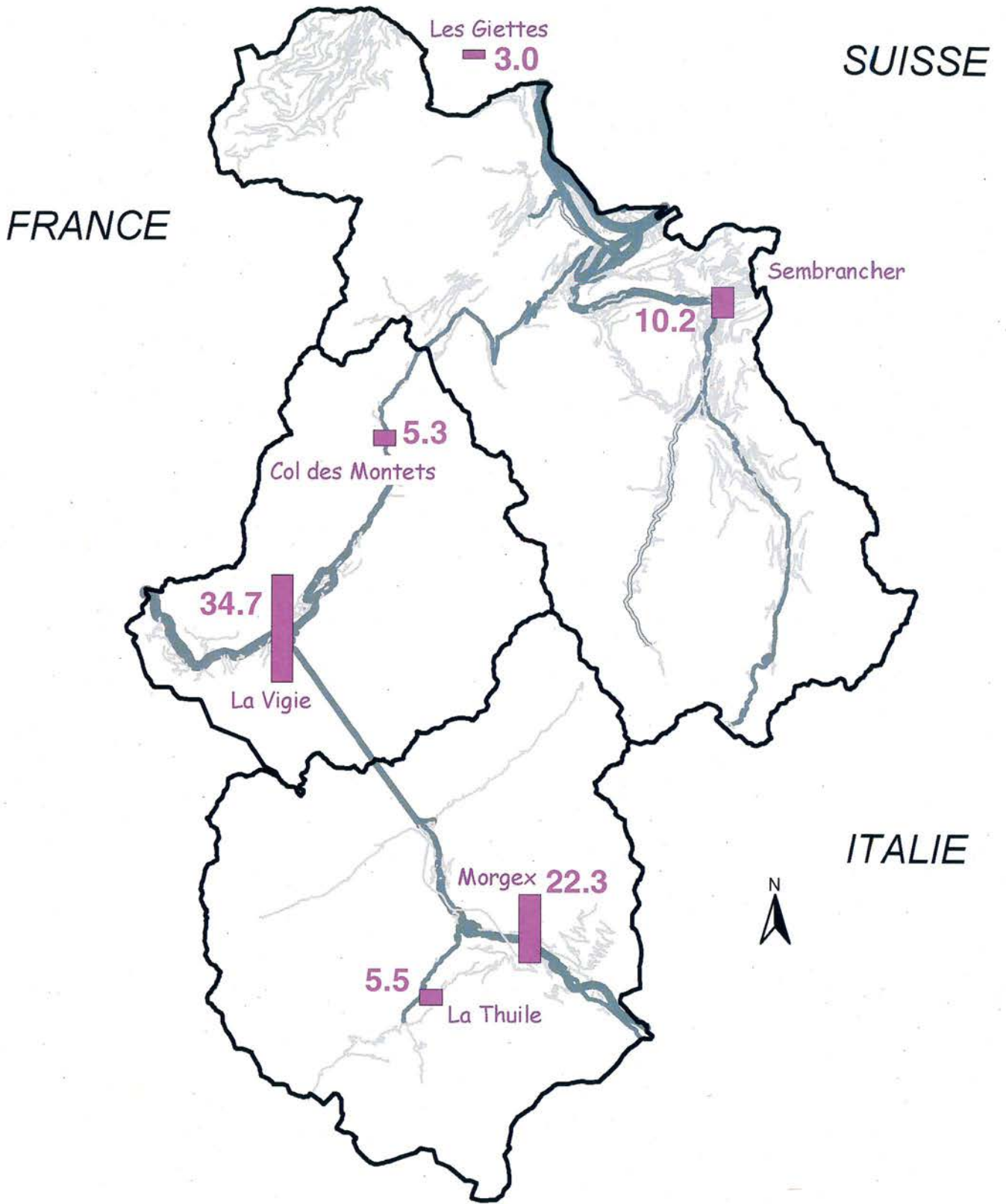
Les valeurs mesurées sont toutes bien inférieures aux normes en vigueur ou en projet au niveau européen :

- Cd – 5 ng/m³
- Pb – 500 ng/m³
- Ni – 20 ng/m³

Les concentrations de Pb sont illustrées dans la carte de la figure 3.12 en comparaison avec les flux de trafic le long des axes routiers principaux.

Concentrations moyennes de Pb dans les PM10 (ng/m³).

Figure 3.12



3.1.4 Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP dans les poussières fines

La famille des HAP comprend un grand nombre de composés, produits suite à la combustion incomplète de bois, charbon, fuel, essence, ainsi qu'à des procédés industriels. Mais des sources naturelles, telles que les incendies de forêts et les éruptions volcaniques, peuvent aussi jouer un rôle important selon leur fréquence.

Les HAP ayant moins de 4 noyaux benzéniques sont pour la quasi totalité présents dans l'air sous forme gazeuse. Ceux qui ont 4 ou plus de 4 noyaux benzéniques se retrouvent surtout dans la phase solide : ils sont adsorbés sur les particules fines et se dispersent ainsi dans l'air. Parmi ces derniers HAP, l'AIARC a classé comme cancérigènes probables pour l'homme (classe 2A) le benzo(a)pyrène et le benzo(a)antracène et comme cancérigènes possibles pour l'homme (classe 2B) le benzo(b)fluorantène et le benzo(k)fluorantène.

Le benzo(a)pyrène est pris en compte comme indicateur représentatif de la présence dans l'air de cette famille de composés en raison de sa stabilité dans le temps et de sa toxicité.

Pour l'évaluation de la présence dans l'atmosphère de ces composés, on a utilisé deux méthodologies différentes : en premier lieu on a effectué la détermination analytique sélective de neuf HAP différents :

Fluoranthène FLA
Pyrène PYR
Benzo(a)Antracène B(a)A
Chrysène CHR
Benzo(b)Fluoranthène B(b)F
Benzo(k)Fluoranthène B(k)F
Benzo(a)Pyrène B(a)P
Dibenzo Antracène DBA
Benzo(g,h,i)pérylène B(ghi)P

sur des échantillons de particules PM10 prélevés sur les 24 heures pendant les semaines de mesure.

Cet échantillonnage a été réalisé à l'aide de capteurs "high volume sampler" avec un flux d'aspiration d'environ 1100 l/min.

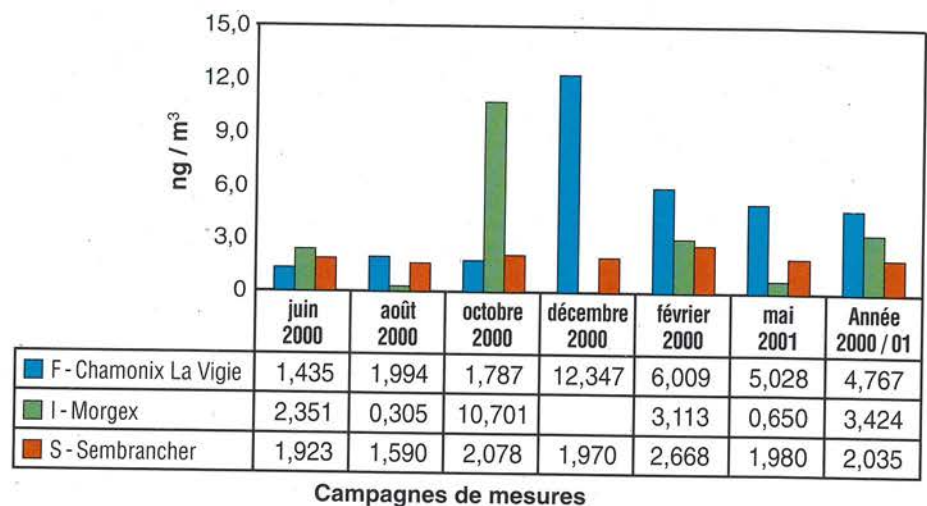
La deuxième technique prévoit l'estimation en continu de la quantité totale des HAP adsorbés sur la surface des particules carbonées par le biais d'un système automatique basé sur l'effet d'ionisation produite par une source UV sur les particules mêmes (système PAS). Cette méthode ne permet pas de déterminer directement la concentration des HAP, mais elle donne une évaluation de la tendance des concentrations qui peut être mise en corrélation avec les données analytiques.

Dans les figures 3.13a et 3.13b sont illustrées les moyennes hebdomadaires des concentrations de la somme des 9 espèces d'HAP mesurées dans les sites d'étude : les sites de fond et les sites de proximité.

On peut observer la différence entre les deux typologies de sites. La valeur moyenne dans le site de proximité est de 4-5 fois plus élevée que dans le site de fond (Test Student).

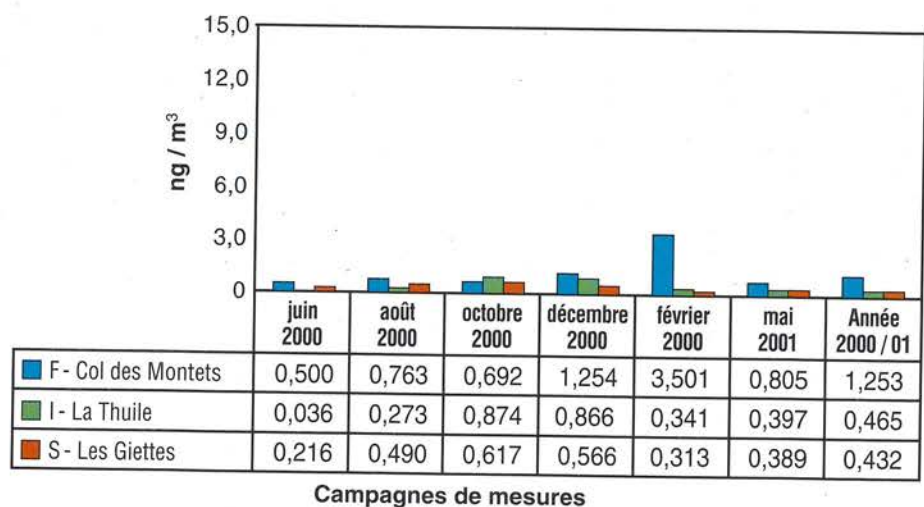
Somme des concentrations des HAP - Sites de proximité routière

Fig. 3.13a



Somme des concentrations des HAP - Sites de fond

Fig. 3.13b



Dans les figures 3.14a et 3.14b la même comparaison est effectuée pour le B(a)P, et montre la même différence entre les deux typologies de sites.

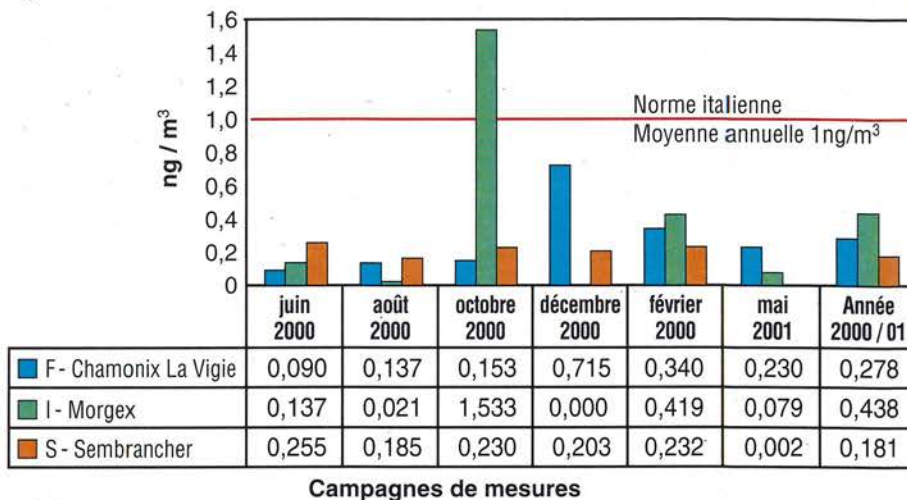
La norme italienne fixée pour la moyenne annuelle de la concentration de B(a)P est respectée dans toutes les situations.

Dans les sites de proximité les valeurs atteignent 20 à 40 % de la limite.

Les concentrations de B(a)P sont illustrées dans la carte de la figure 3.15 en corrélation avec les flux de trafic le long des axes routiers principaux.

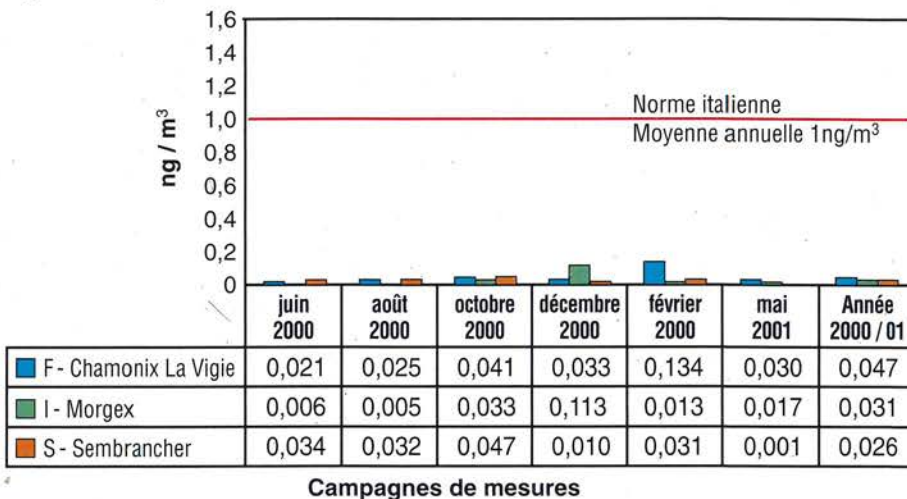
Concentrations de Benzo(a)pyrène - Sites de proximité routière

Fig. 3.14a



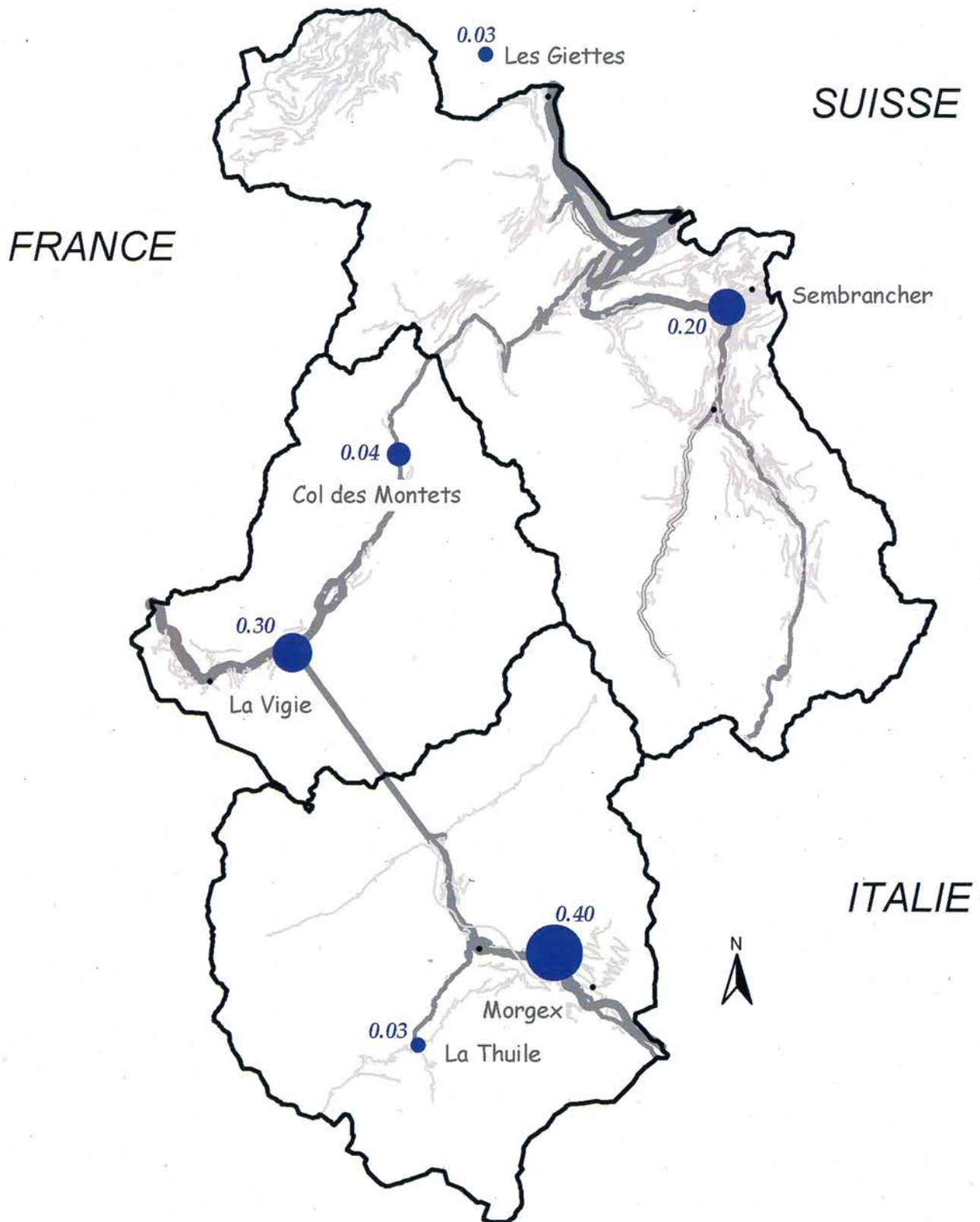
Concentrations de Benzo(a)pyrène - Sites de fond

Fig. 3.14b



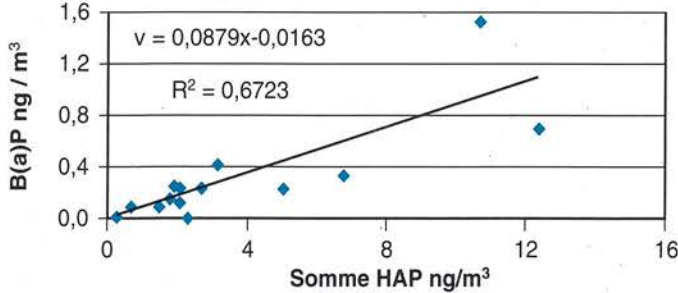
Concentrations moyennes de B(a)P dans les PM10 (en ng/m³).

Figure 3.15



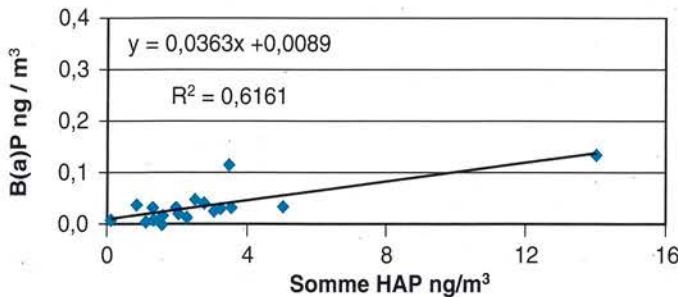
**Corrélation : somme HAP / B(a)P - Sites de proximité
Moyennes hebdomadaires**

Fig. 3.16a



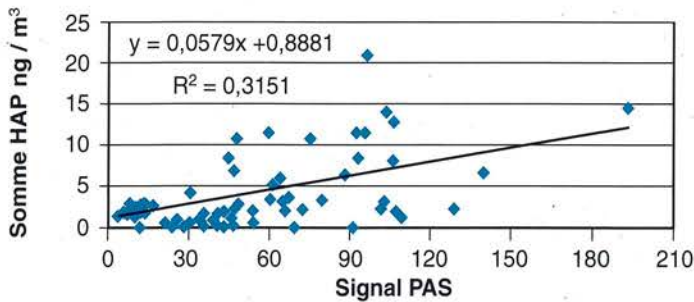
**Corrélation : somme HAP / B(a)P - Sites ruraux
Moyennes hebdomadaires**

Fig. 3.16b



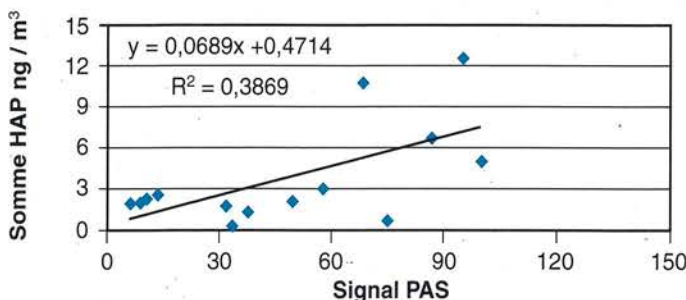
**Corrélation : signal PAS / Somme HAP - Sites de proximité
Moyennes journalières**

Fig. 3.17



**Corrélation : signal PAS / Somme HAP - Sites de proximité
Moyennes hebdomadaires**

Fig. 3.18



La relation entre le B(a)P et l'ensemble des HAP présents (système PAS) dans les poussières fines est analysée dans les élaborations des figures 3.16a, 3.16b en considérant séparément les sites de proximité et les sites de fond.

On observe dans les deux cas une bonne corrélation entre les concentrations de B(a)P et la somme des HAP (R^2 compris entre 0,6 et 0,7) mais le rapport moyen entre B(a)P et la somme des HAP est inférieur à la moitié dans les sites ruraux par rapport aux sites de proximité.

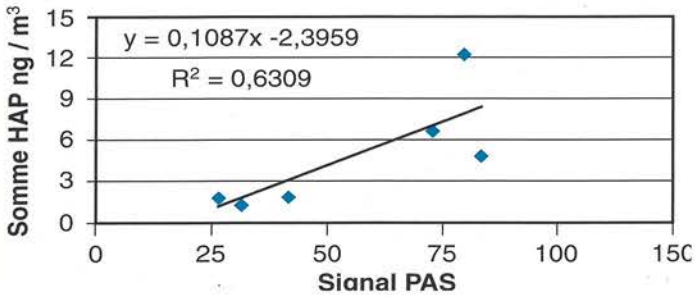
Ceci témoigne d'une composition différente de l'ensemble des hydrocarbures présents dans les deux typologies de sites.

Dans les graphiques de la figure 3.17a est représentée la corrélation entre les moyennes journalières du signal PAS et la somme des HAP mesurés sur les PM10 journaliers, relatives aux sites de proximité routière.

La corrélation est assez faible. En considérant les moyennes hebdomadaires, la corrélation s'améliore, comme cela est montré dans la figure 3.18.

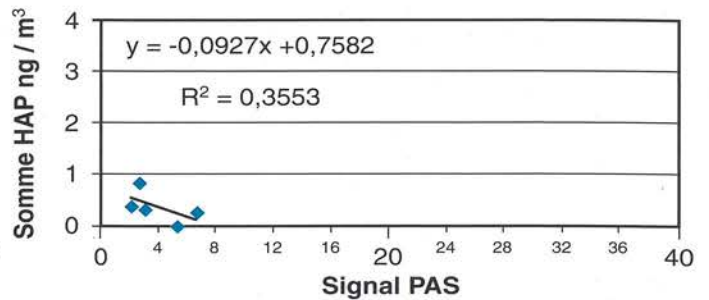
Corrélation : signal PAS / Somme HAP - Chamonix-La Vigie - F
Moyennes hebdomadaires

Fig. 3.19a



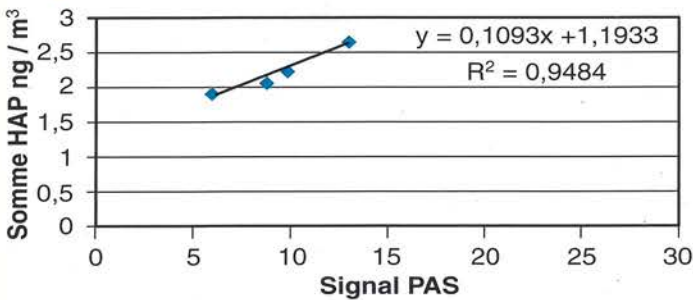
Corrélation : signal PAS / Somme HAP La Thuile - I
Moyennes hebdomadaires

Fig. 3.20b



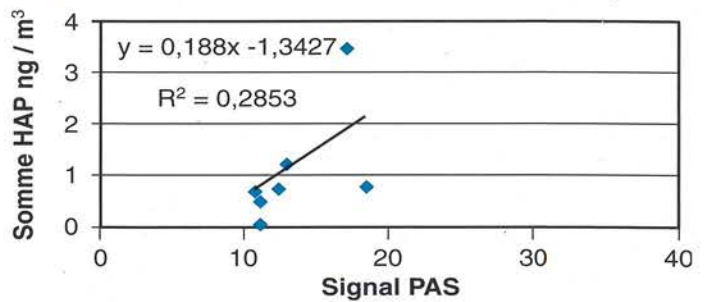
Corrélation : signal PAS / Somme HAP Sembrancher - CH
Moyennes hebdomadaires

Fig. 3.19c



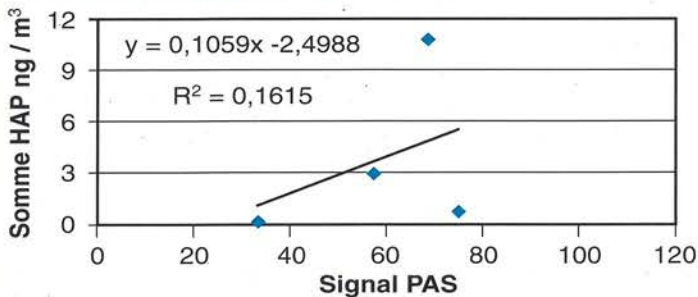
Corrélation : signal PAS / Somme HAP Col des Montets - F
Moyennes hebdomadaires

Fig. 3.20a



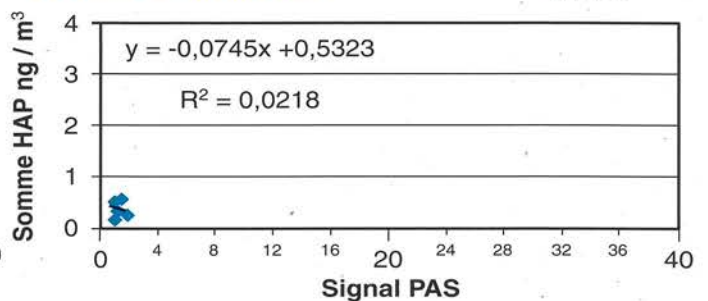
Corrélation : signal PAS / Somme HAP - Morgex - I
Moyennes hebdomadaires

Fig. 3.19b



Corrélation : signal PAS / Somme HAP Les Giettes - CH
Moyennes hebdomadaires

Fig. 3.20c



Dans les graphiques des figures 3.19 a,b,c on analyse les données moyennes hebdomadaires dans chaque pays.

On voit que la corrélation en général s'améliore par rapport à l'ensemble des sites considérés (à l'exception du site de Morgex) et que l'inclinaison des droites est la même.

On constate aussi que les valeurs absolues du signal PAS, référé aux mêmes sommes de HAP, sont différentes.

On peut donc observer que l'utilisation d'un analyseur en continu des HAP totaux adsorbés sur les particules carbonées (analyseur PAS) est une approche qui peut fournir une estimation de la valeur moyenne de la concentration à condition que :

- l'on utilise des valeurs moyennes sur une période d'observation plus longue (d'une semaine au moins) ;
- la corrélation entre signal PAS et concentration d'HAP totaux soit déterminée sur chaque site d'étude. Cette condition provient de la nature des particules qui diffère selon les sites en relation aux sources présentes.

Pour ce qui concerne les sites ruraux, les figures 3.20a, b, c illustrent les mêmes relations.

On constate une très mauvaise corrélation (corrélation négative) à La Thuile et aux Giettes, où les valeurs absolues sont très faibles (somme HAP < 1 ng/m³).

La situation est meilleure au Col des Montets, où les valeurs sont supérieures et comparables à celles de Sembrancher.

On peut conclure que la méthodologie en continu par analyseur PAS n'est pas utilisable dans les sites ruraux où la concentration en HAP et en particules carbonées est très faible.

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 dispersion 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).

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 ;

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 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 périphérie des villes) était confinée dans les vallées. Une quantité mesurable de cette

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 réglementations 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 a 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 (NO₂) 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 NO₂) 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 O₂ 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 quarts 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'hydrocarbures, 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).

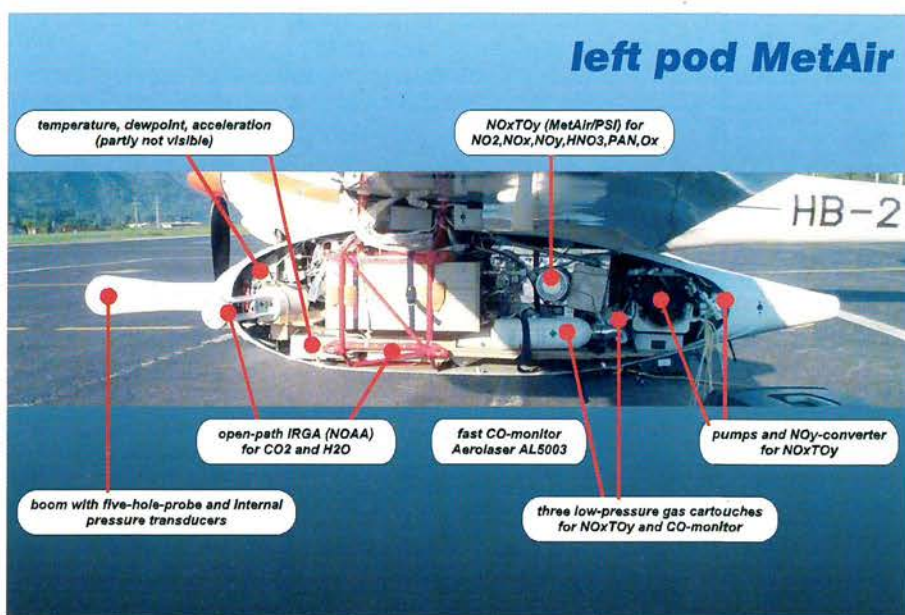


Fig. 3.21 : Les instruments sont empaquetés dans la cosse placée sous l'aile gauche (Photo prise à l'aéroport de Sion). La cosse placée sous l'aile droite est dédiée au système de chromatographie en phase gazeuse et à son équipement (gaz pressurisés et pompes). Les systèmes de navigation (radar d'altimétrie 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 devons 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".

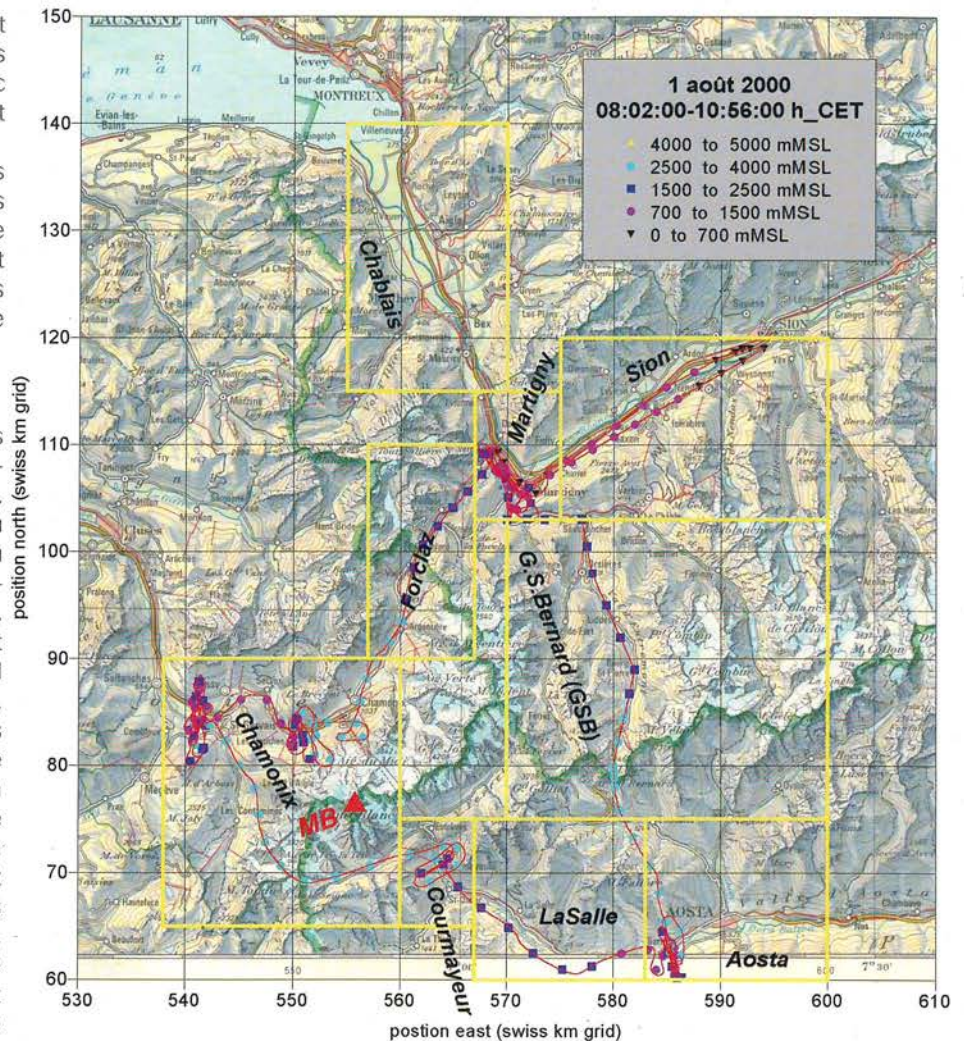


Fig. 3.22 : La région étudiée avec un plan de vol typique qui fut répété en été et en hiver. Les sous-régions délimitées par les rectangles jaunes ont été utilisées pour partager les données en sous-ensembles. Tous les autres vols sont décrits dans le rapport final. Les altitudes des niveaux de vols 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.

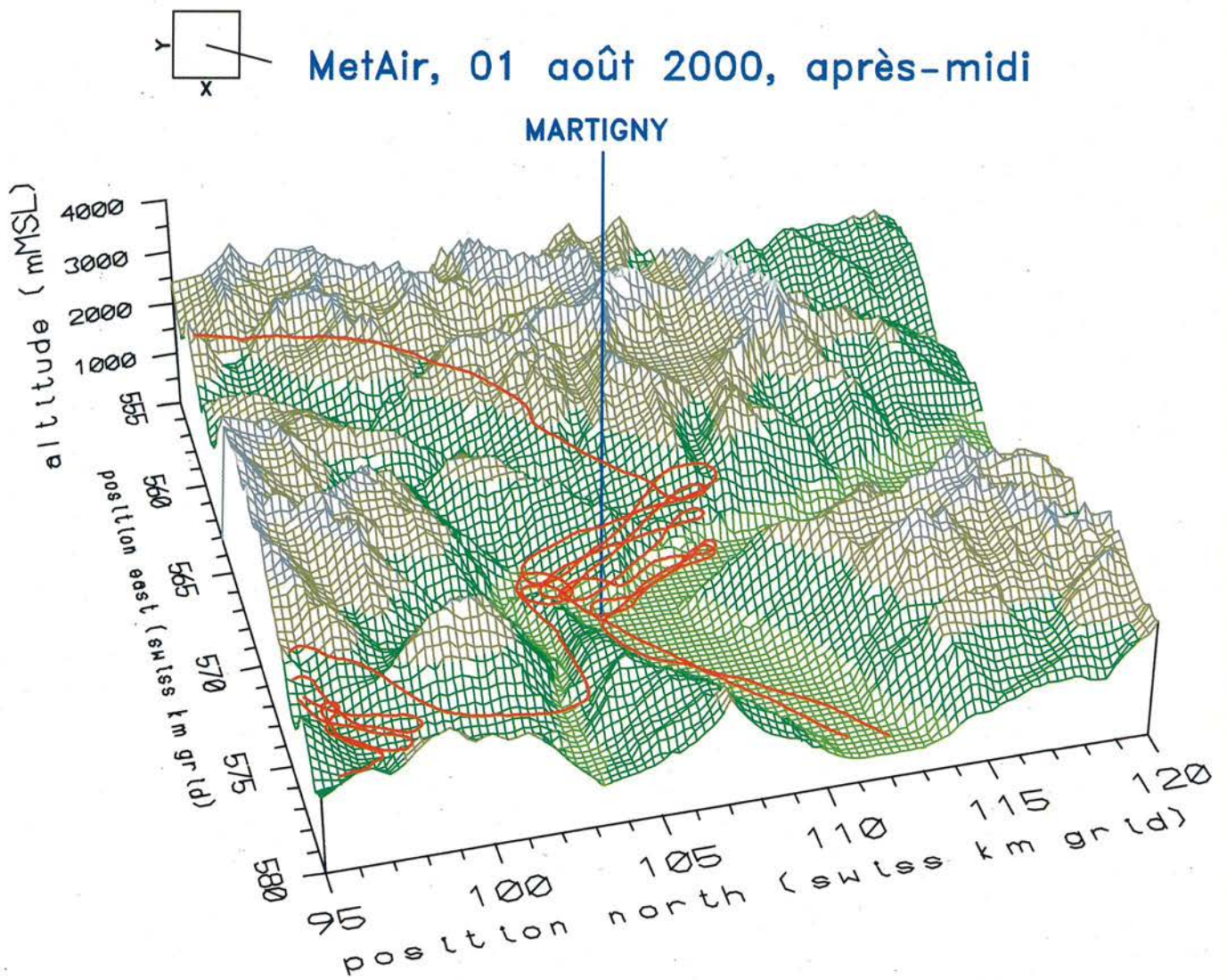


Fig. 3.23 : Coupe transversale des environs de Martigny effectuée 9 fois (7 en été / 2 en hiver). L'avion est venu de Sion (en bas à droite) et a continué sa route en direction du col de la Forclaz et de Chamonix (coin gauche en arrière du relief). Généralement le survol des environs de Martigny a été 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.

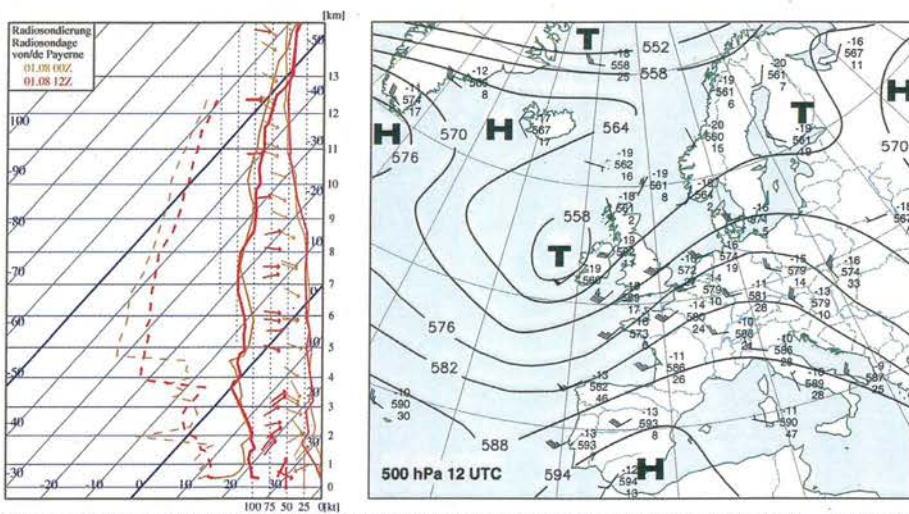
La concentration de base, le transport régional et les maxima de concentrations (p. ex. le long des pentes) des polluants ont été

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 telefax polling (Fr. 1.50 / Min.) 0900 55 32 44
Abonnement: MeteoSchweiz, F. Schacher, Postfach 514, 8044 Zürich, Hotline: 01 256 99 99

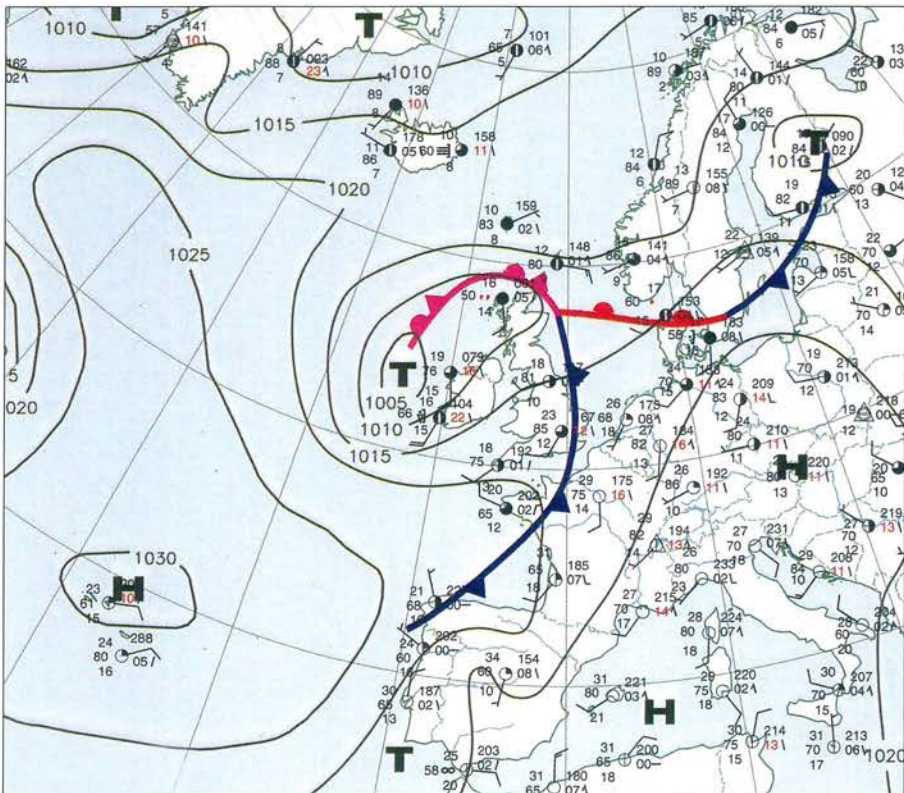


Fig. 3.25

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).

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/m^3 (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.

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 NO₂ et l'ozone (O₃). 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 NO₂. 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 une petite vallée de la Forêt Noire.

La mesure des concentrations de NO₂ 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 NO₂. Par

conséquent, nous parlons généralement du NO₂ 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 (NO₃) 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'hydrocarbures 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 / cm³) 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 NO₂ (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 thématiqué 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 Neiningger (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 1^{er} 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".

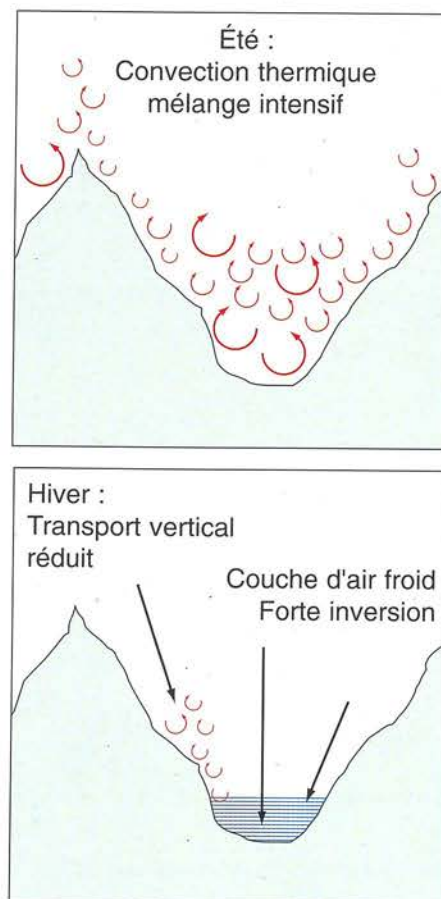


Fig. 3.26 : En été : mélange thermique intensif de l'atmosphère dans une vallée alpine un jour ensoleillé. Dans le volume global, les concentrations se ressemblent et peuvent aussi être détectées dans les larges surfaces à une centaine de mètres au-dessus des émissions.

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.

Séries chronologiques aux alentours de Chamonix le 11 août 2000

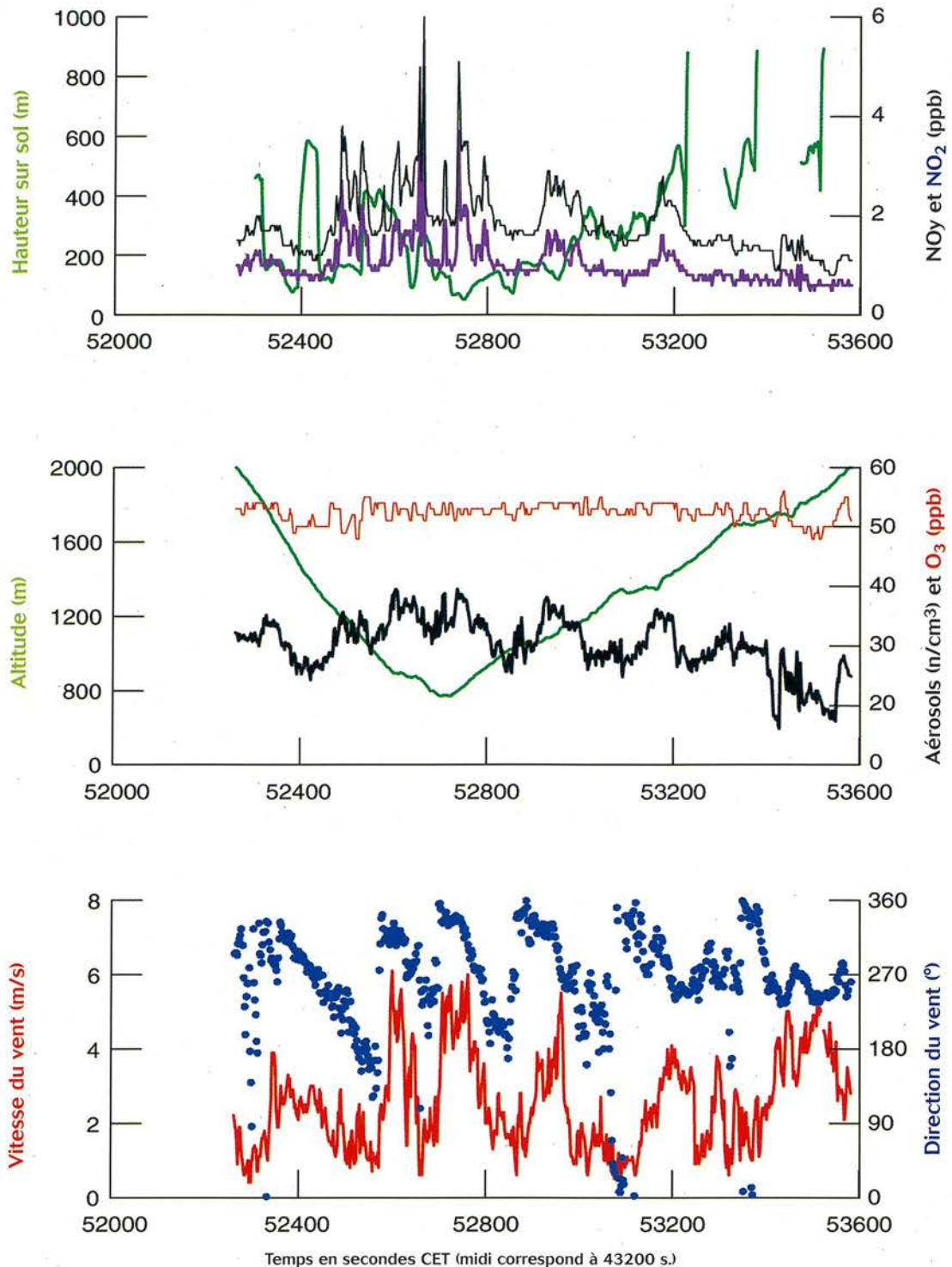


Fig. 3.27 : Séries chronologiques de la concentration de NO₂ et d'aérosols (Nombre de particules par cm³) (indicateurs de polluants primaires) ainsi que de NOy (totalité des oxydes d'azote) et d'ozone (polluants secondaires) en fonction de l'altitude au-dessus du niveau de la mer (ligne verte du diagramme 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 NO₂ atteint fréquemment 4 ppb et celle du NOy est pratiquement parallèle atteignant environ 6 ppb. La concentration de fond de NO₂ 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 NO₂ 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.

Mesures de VOC

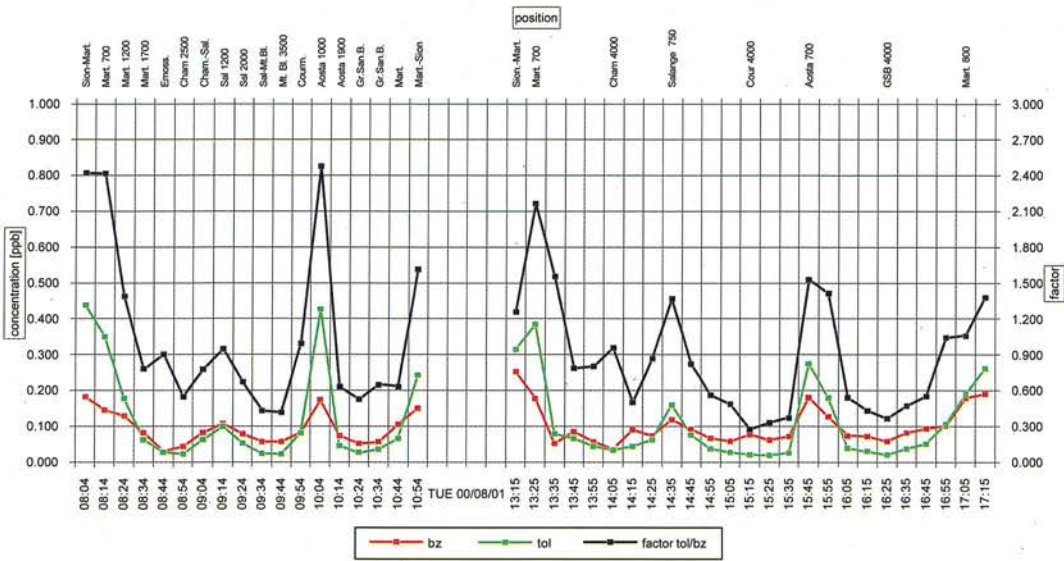


Fig. 3.28 : Séries chronologiques sur un jour de 2 COV sélectionnés (toluène et benzène) et de leur rapport (1^{er} août 2 survols). La situation des endroits où les échantillons d'air ont été prélevés pendant 10 minutes pour chaque chromatogramme est écrite sur la partie supérieure. Les maxima ont été 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 (l'altitude plus éloignée du sol près de Chamonix).

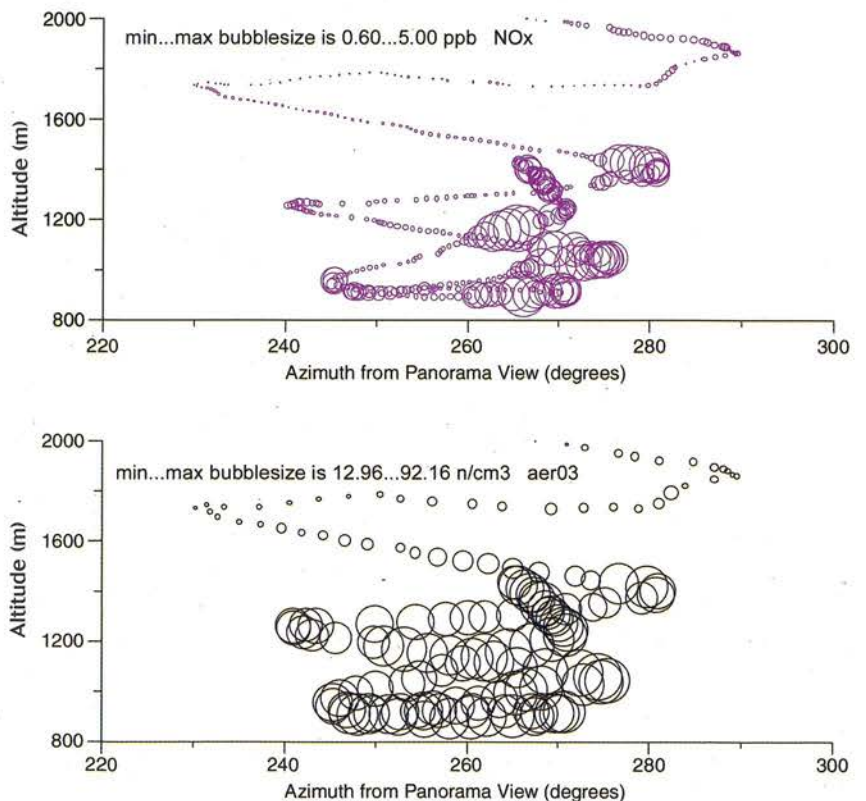
Après la série chronologique des polluants primaires (fig.3.27), nous allons nous concentrer sur des informations tridimensionnelles et discuter les structures qui s'en dégagent. Les 33 vols transversaux ("en rideau") des environs d'Aoste, de Chamonix et de Martigny sont présentés à l'annexe I sous forme 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 com-

plexes 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'O₃, 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 1^{er} 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.



11 Août 2000 - Matinée

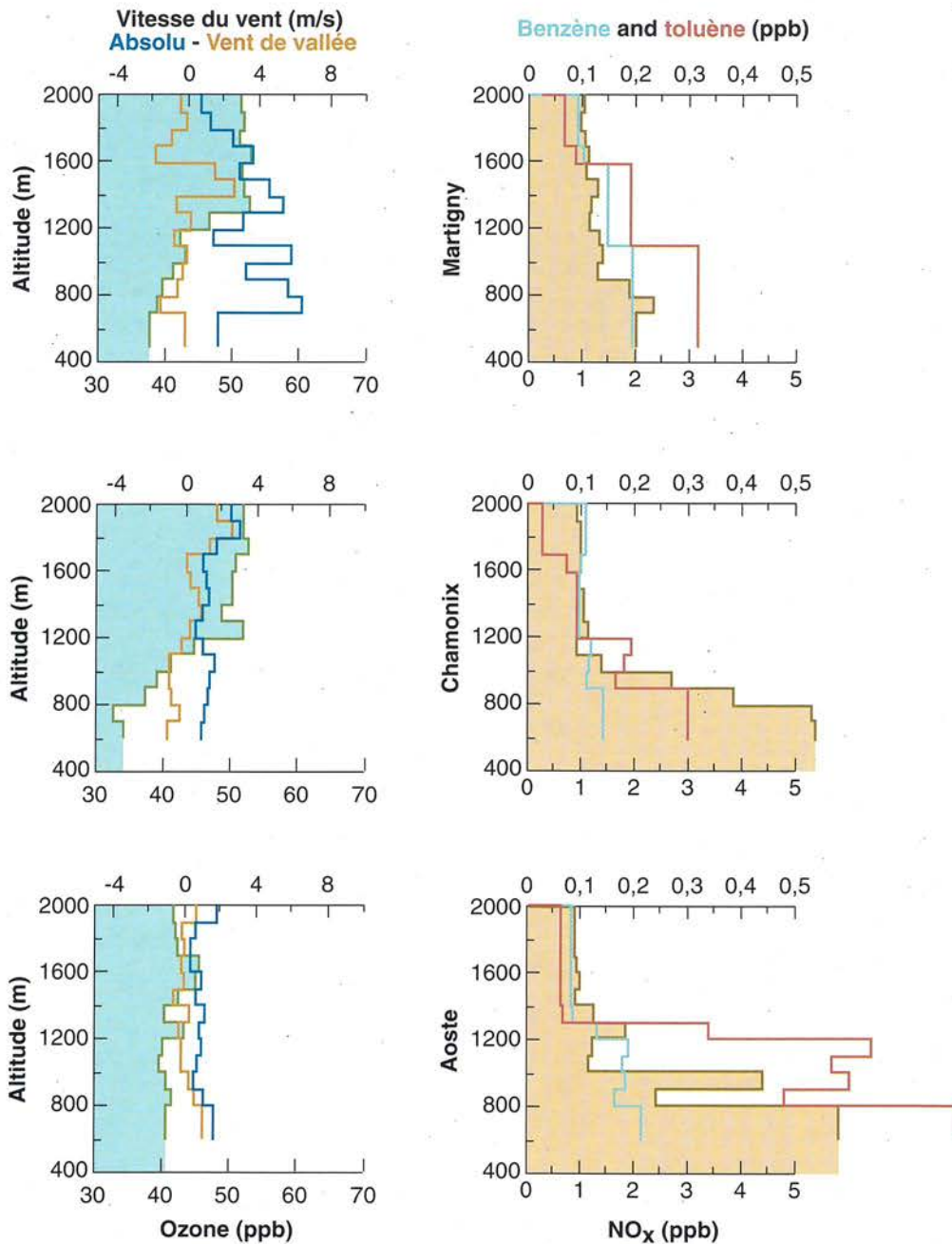


Fig. 3.30 : Le vent est indiqué en vitesse absolue (ligne bleues, valeurs toujours positives) et la composante remontant la vallée (ligne ocre), les valeurs négatives indiquent que le vent descend la vallée). Matinée du 11 août : Les concentrations moyennes de NOx près d'Aoste et de Chamonix dépassent 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.

3.2.3.3 L'ozone

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.

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.

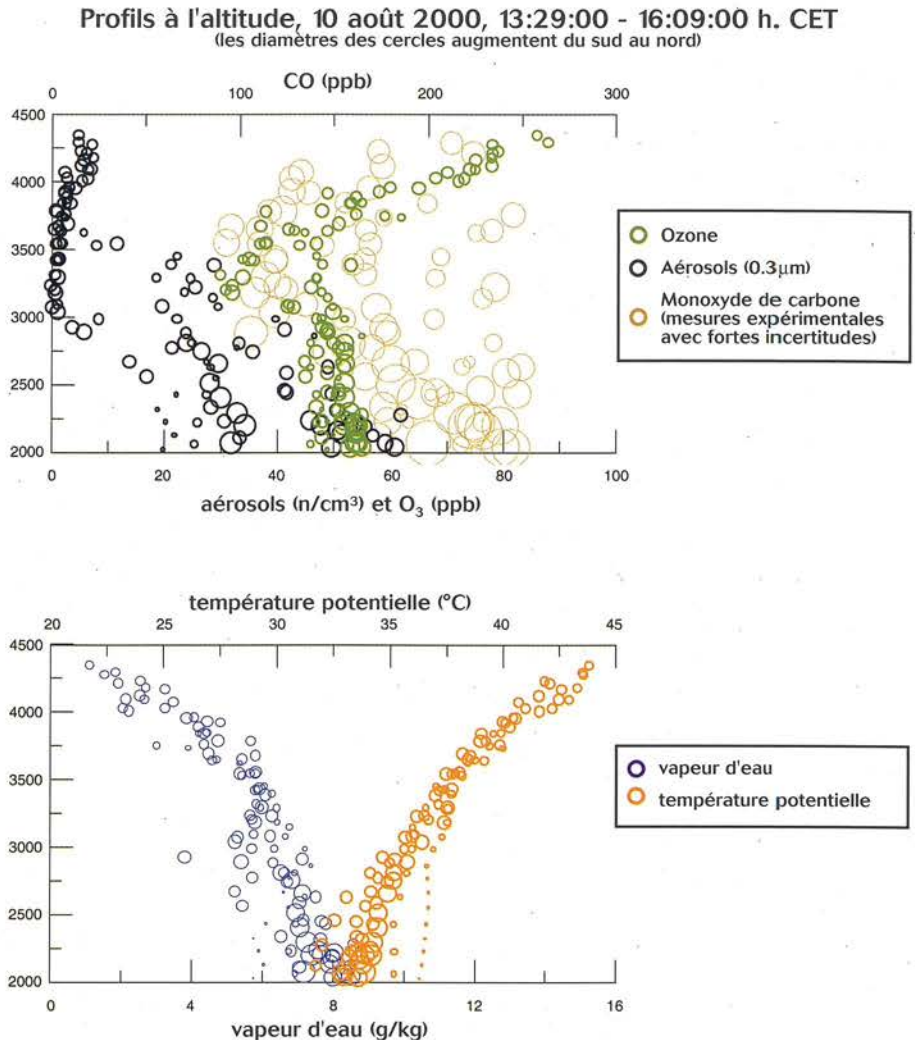


Fig. 3.31 : Profils de l'après-midi du 10 août 2000 : La concentration maximale d'ozone au-dessus de 3800 m est plus prononcée que dans le cas du 1^{er} août (presque 90 ppb au-dessus d'une couche contenant 30 à 50 ppb). La concentration d'aérosols est légèrement plus élevée dans la couche maximale d'ozone. 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 1 g 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'O₃ (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 réservoir 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 NO_y 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 réservoir 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 1^{er} 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.

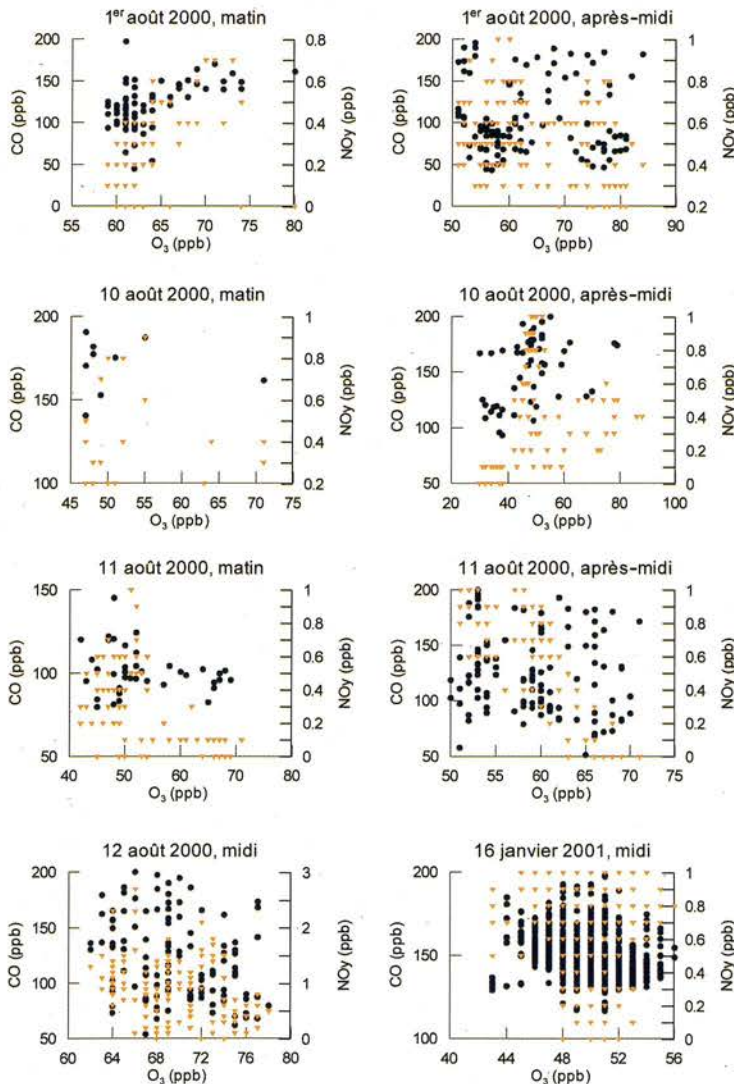


Fig. 3.32 : Corrélations (diagrammes de dispersion) entre les concentrations (signal perturbé) de monoxyde de carbone CO (triangles orange) et d'ozone (points noirs) ainsi qu'entre celles de NO_y et celles d'ozone aux altitudes supérieures à 3000 m sur la base des moyennes secondaires des données originales.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

rique 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 NO_x près d'Aoste, Chamonix et Martigny et sur les profils moyennés des NO_x, 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 Neiningner, 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.

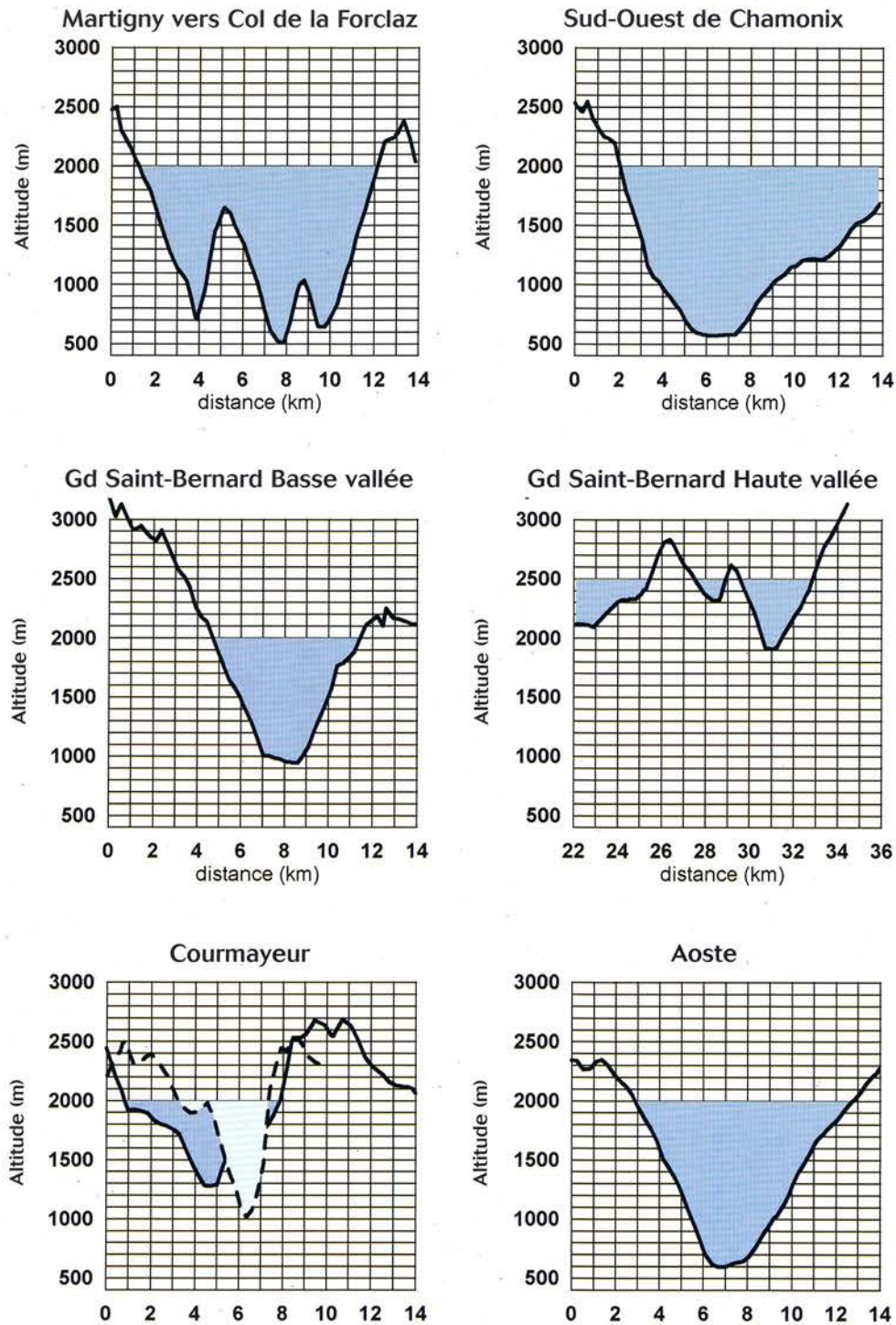
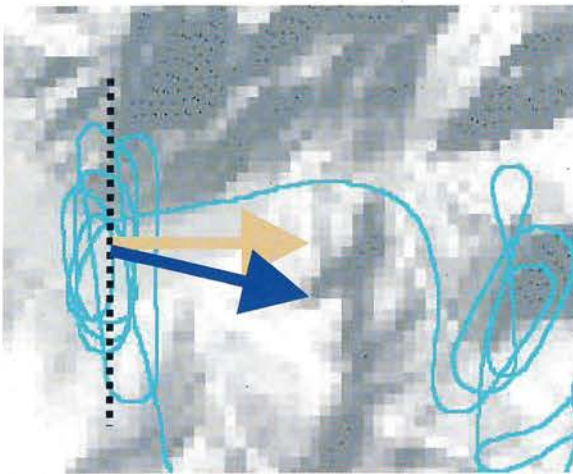
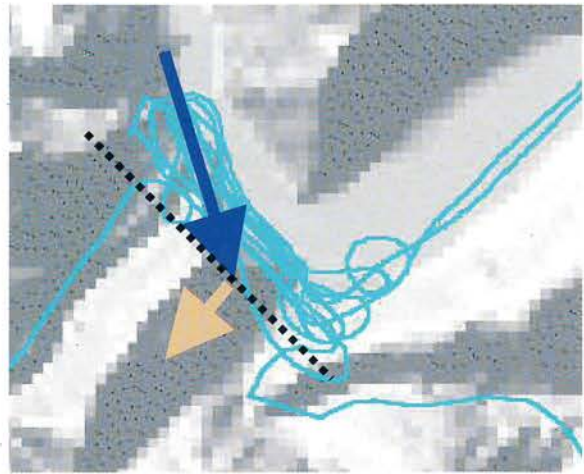


Fig. 3.33 : Coupes transversales près d'Aoste, Chamonix-Sallanches, Martigny, de la partie inférieure du Gd St-Bernard à proximité du col et au-dessus de Courmayeur. Les coupes transversales ont été obtenues à partir de données topographiques digitales (fig.3.35). Le but de ces coupes transversales était 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 $0.1 \text{ km} \times 9.5 \text{ km} = 0.95 \text{ km}^2$).

Sallanches - Chamonix



Martigny



Aoste

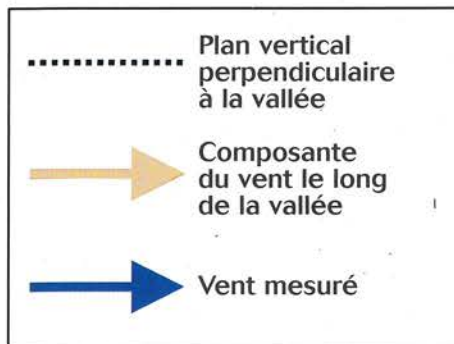
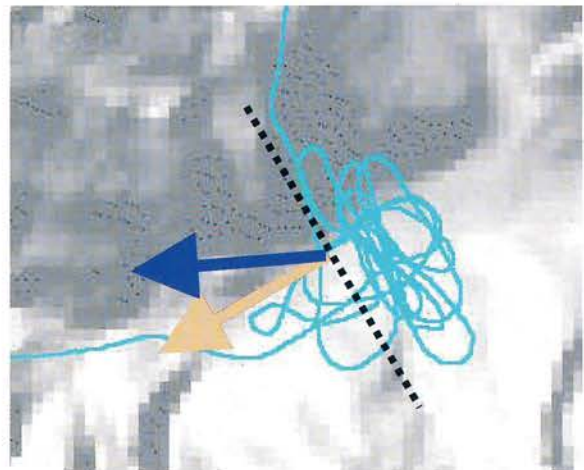


Fig. 3.34 : Dans les vallées d'Aoste et de Chamonix, le calcul de la composante de vent parallèle à la vallée est simple. Le vent mesuré (vecteurs bleus) et la composante alignée sur l'axe de la vallée (vecteurs jaunes) sont plus ou moins parallèles. L'opération consistant à diviser le vent en une composante 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 11 août). 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 1^{er} 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 1^{er} 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).

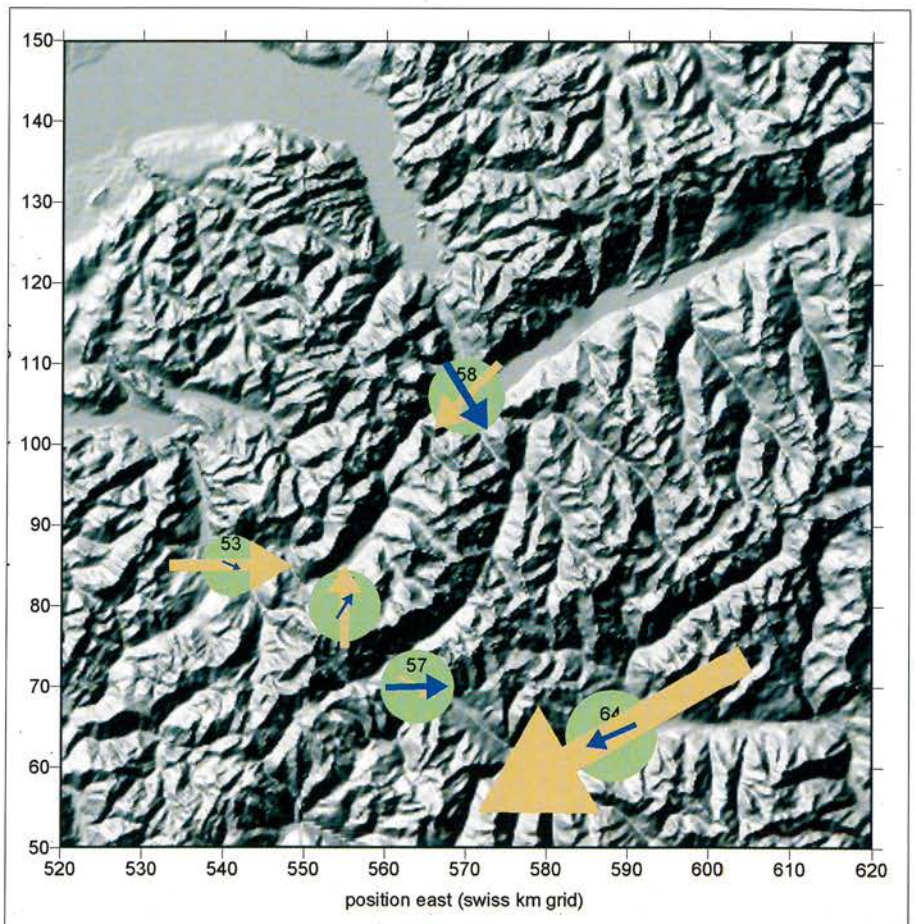


Fig. 3.35 : Flux de NOx mesurés pendant le vol de l'après-midi du 11 août 2000.

Concentrations moyennes d'ozone (proportionnelles à la taille des cercles, valeurs en ppb de O₃), 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) ; avO₃ 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 ; O₃flx, NOxflx, bzflx, tolflix : 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 ₃ flx 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.

Mesures de VOC (11/08/00)

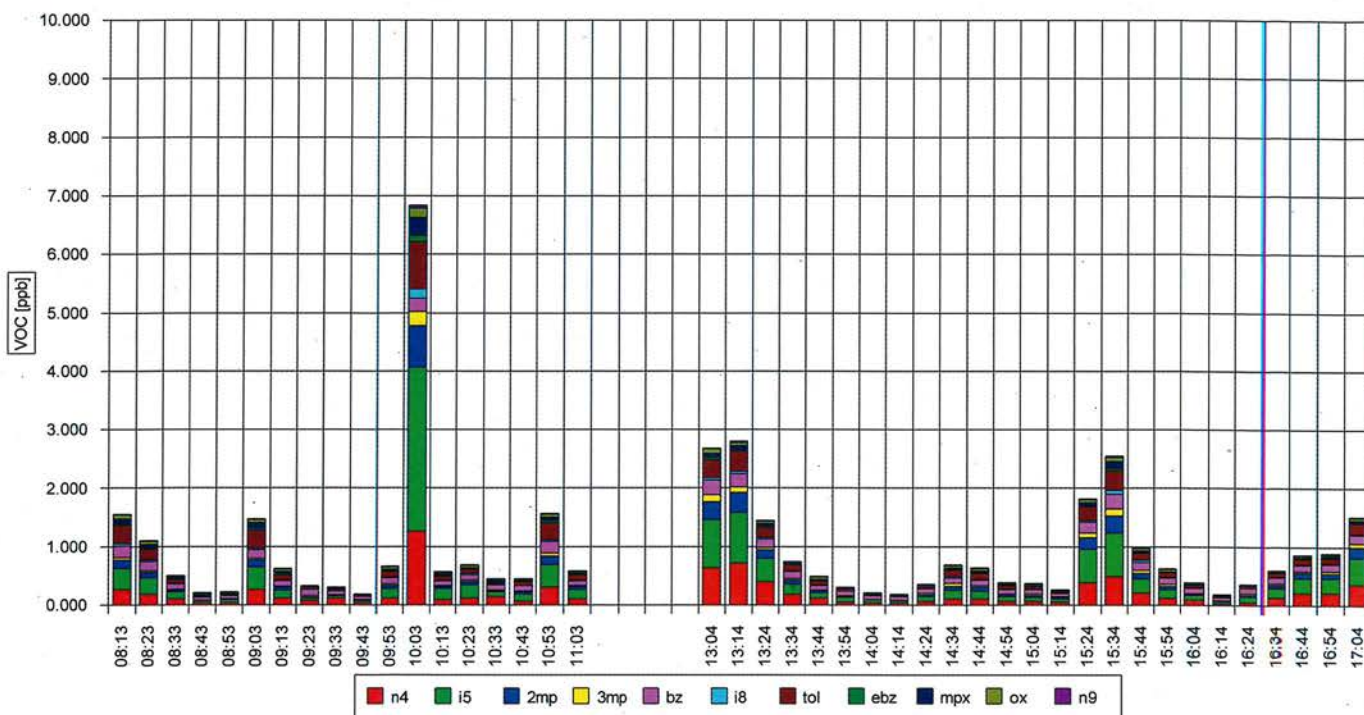


Fig. 3.39 : Résumé des concentrations de COV ainsi que des quotients COV/COV et COV/NO₂.

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/NO_x, représentés ici par les quotients benzène/NO₂ et toluène/NO₂, 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 NO_x (ou NO₂) 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 NO_x 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 NO_x 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 100 ppb d'O₃ furent produits en plus des 100 ppb d'O₃ 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/NO₂ 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).

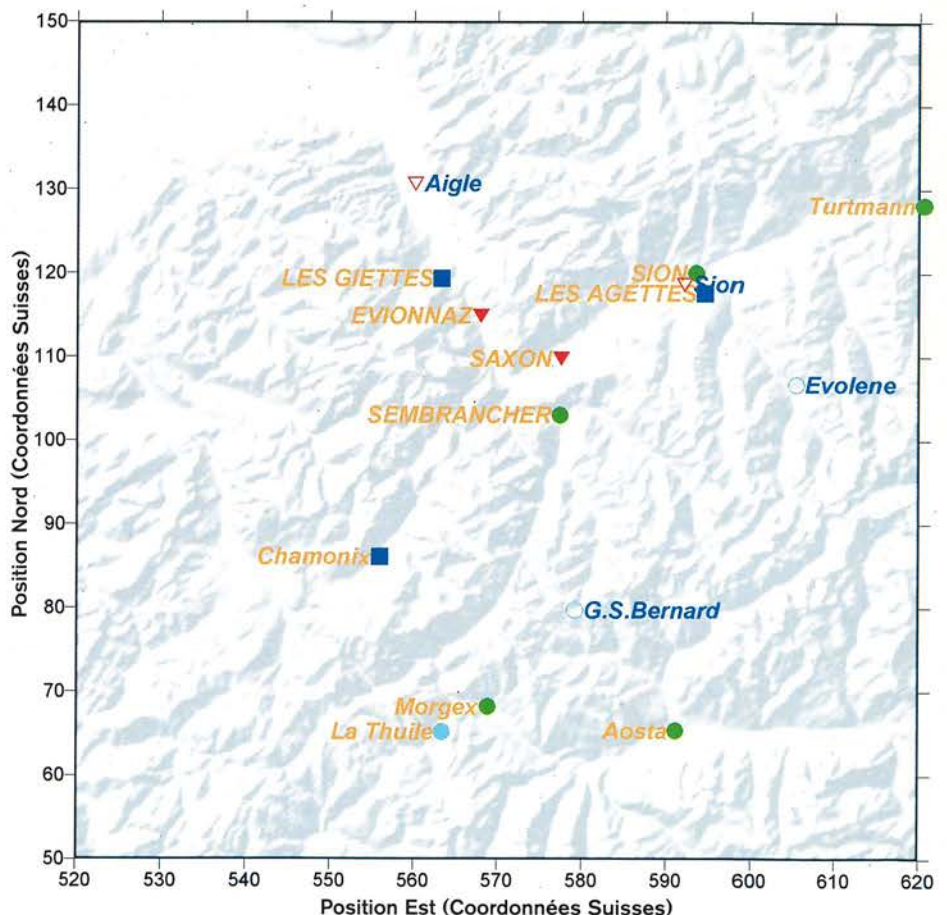


Fig. 3.40 : Réseau de mesure du projet partenaire et de MétéoSuisse destiné à contrôler la qualité de l'air et la météorologie. Les symboles de couleurs uniformes désignent les stations contrôlant la qualité de l'air (quelques-unes mesurent également des paramètres météorologiques), les symboles vides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

Stations météorologiques		Stations Qualité de l'Ain	
▽	350 à 500 m	▽	450 à 500 m
○	501 à 1000 m	●	501 à 1000 m
□	1001 à 1500 m	■	1001 à 1500 m
○	1501 à 2500 m	●	1501 à 1650 m

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 1^{er} 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.

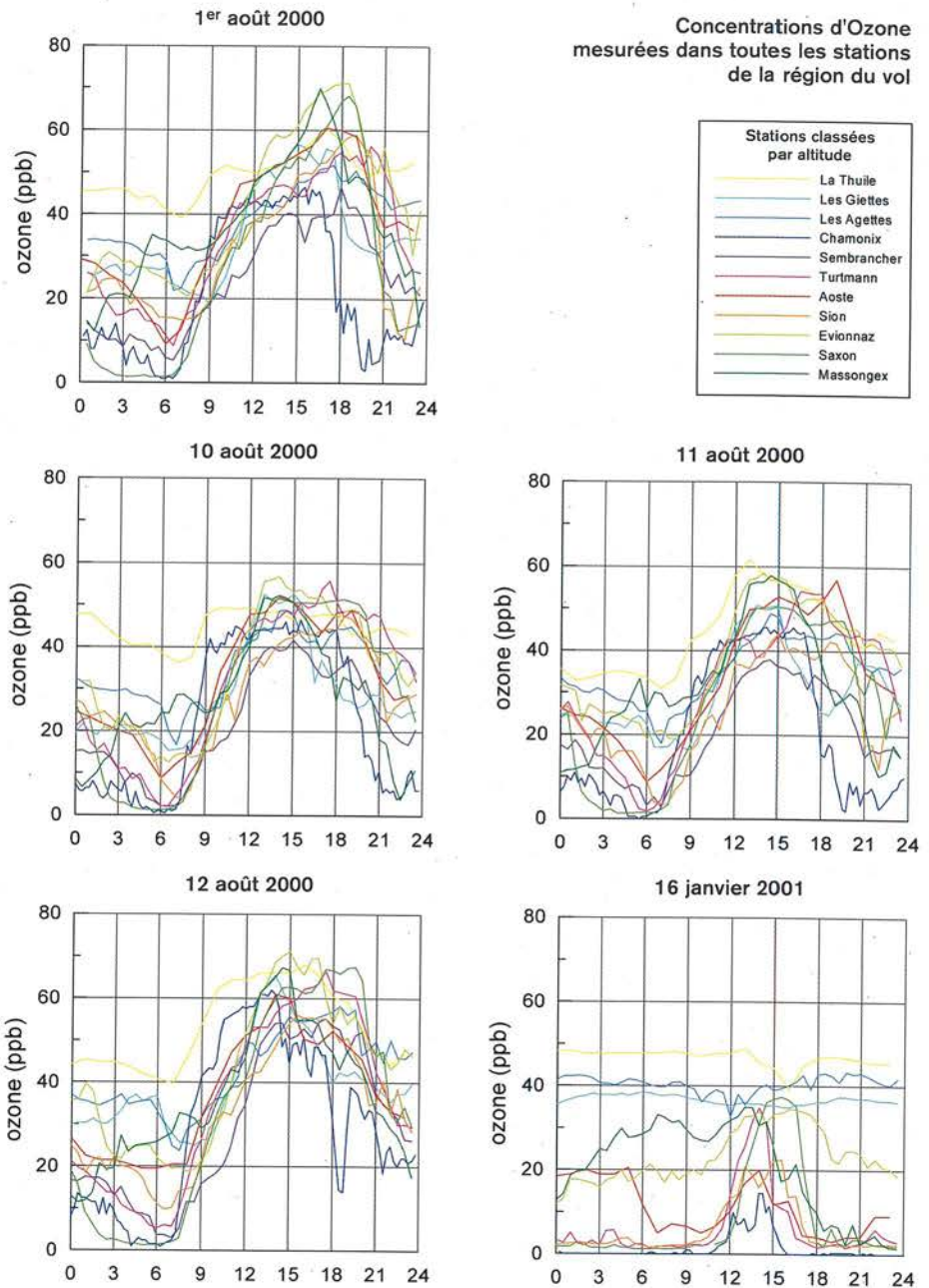


Fig. 3.41 : Concentrations d'ozone mesurées à 11 stations différentes et réparties du fond des vallées jusqu'à environ 1100 m (Les Giettes et les Agettes) et 1600 m d'altitude (La Thuile) au cours des journées de mesure aérienne (les données d'une seule des 2 journées d'hiver sont montrées). Les emplacements 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 NO₂) 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 NO₂ en calculant la différence. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les valeurs de NO₂ et de NOx mesurées aux stations soient entre les concentrations de NO₂ 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 : hydrocarbures 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 C_n et exprimés comme concentration d'une masse équivalente de méthane (CH₄). Par contre à bord de l'avion, le chromatographe en phase gazeuse a identifié les hydrocarbures 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 parasites) 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.