



**Campagne DOAS d'étude d'impact
d'une modulation de trafic –
Chamonix 2002-2003**

RAPPORT FINAL

Laboratoire Central de Surveillance de la
Qualité de l'Air

Convention 115/2003

Emeric FREJAFON

Unité Qualité de l'Air – Direction des Risques Chroniques

Novembre 2003

Campagne DOAS d'étude d'impact d'une modulation de trafic – Chamonix 2002-2003

RAPPORT FINAL

Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité
de l'Air

Convention 115/2003 financée par la Direction des Préventions des
Pollutions et des Risques (DPPR)

NOVEMBRE 2003

personnes ayant participé à l'étude

Emeric FREJAFON, Amandine FIEVET

Ce document comporte 48 pages (hors couverture et annexes).

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Emeric FREJAFON	Rémi PERRET	Martine RAMEL
Qualité	Ingénieur Unité AIRE	Responsable Unité AIRE	Responsable LCSQA/INERIS
Visa			

TABLE DES MATIERES

1. DESCRIPTION GÉNÉRALE.....	7
1.1 INSTRUMENTS ENGAGÉS	7
1.2 LOCALISATION DU SITE DE MESURE	7
1.3 CONTRAINTES INITIALES D'INSTALLATION DU DOAS	9
2. CAMPAGNE DOAS HIVER 2002	9
2.1 DESCRIPTION DÉTAILLÉE DU SITE DE MESURE	9
2.1.1 DESCRIPTION DU SITE RÉCEPTEUR	9
2.1.2 DESCRIPTION DU SITE ÉMETTEUR N°1 ET DE LA STATION MÉTÉOROLOGIQUE	10
2.1.3 DESCRIPTION DU SITE ÉMETTEUR N°2	11
2.2 RÉSULTATS OBTENUS	12
2.2.1 TAUX DE FONCTIONNEMENT DU DOAS	13
2.2.2 TAUX DE FONCTIONNEMENT DE L'ANALYSEUR NO _x	14
2.2.3 CONTRÔLE QUALITÉ DES DONNÉES DOAS	14
2.2.4 MISE EN COMPARAISON DES DONNÉES NO _x DOAS-ANALYSEUR	15
2.3 APPORT DU COUPLAGE DOAS-ANALYSEUR.....	17
2.3.1 SPATIALISATION DES ÉMISSIONS DE LA ROUTE BLANCHE.....	17
2.3.2 EFFET DE LA RÉOUVERTURE DU TUNNEL AUX VL	18
2.4 RETOUR D'EXPÉRIENCE SUR L'INSTALLATION DE DOAS.....	20
3. CAMPAGNE DOAS HIVER 2003.....	20
3.1.1 TAUX DE FONCTIONNEMENT DU DOAS	20
3.1.2 TAUX DE FONCTIONNEMENT DES ANALYSEURS	21
3.2 MISE EN COMPARAISON DES DONNÉES DOAS ET ANALYSEURS	21
3.3 COMPARAISON DES TENEURS EN NO _x AVEC LE TRAFIC ET LES PARTICULES.....	24
4. ETUDE DE LA DISPERSION D'UNE ÉMISSION LINÉIQUE PAR COUPLAGE DOAS-ANALYSEUR-MODÈLE.....	27
4.1 DESCRIPTION DU MODÈLE ET DES APPROXIMATIONS RÉALISÉES.....	27
4.2 APPLICATION À L'ÉTUDE EN ATMOSPHÈRE HOMOGENÈE (CAMPAGNE DOAS 2002).....	30
4.3 APPLICATION À L'ÉTUDE EN ATMOSPHÈRE INSTABLE (CAMPAGNE DOAS 2003)	33
4.3.1 ETUDE DU JEUDI 16 JANVIER 2003	35
4.3.2 ETUDE DU SAMEDI 18 JANVIER 2003.....	38
5. SYNTHÈSE GÉNÉRALE ET RETOUR D'EXPÉRIENCE	41
5.1 COMPLÉMENTARITÉ DOAS-ANALYSEUR	41
5.2 DÉFINITION DES CONTRAINTES D'INSTALLATION DE DOAS.....	41
5.2.1 MATÉRIEL NÉCESSAIRE À L'INSTALLATION D'UN DOAS.	41
5.2.2 SERVITUDES ÉLECTRIQUES SUR LES SITES ÉMETTEUR ET RÉCEPTEUR.	42
5.2.3 TRAJET OPTIQUE OPTIMISÉ EN FONCTION DU POLLUANT MESURÉ.....	42
5.2.4 STABILITÉ MÉCANIQUE DU SITE ÉMETTEUR	43

5.2.5	TAUX D'ABSORPTION DU TRAJET OPTIQUE.....	43
5.2.6	ACCÈS AUX SITES ÉMETTEUR ET RÉCEPTEUR.....	43
5.2.7	STABILITÉ DU SITE RÉCEPTEUR.....	44
5.2.8	ORIENTATION DU TRAJET OPTIQUE.....	44
5.2.9	INFLUENCE DES PARTICULES SUR LA MESURE DU NO ₂	44
5.2.10	CONFIGURATION INFORMATIQUE DU POSTE DE CONTRÔLE DU DOAS.....	44
5.3	APPLICATIONS D'UN COUPLAGE DOAS - ANALYSEURS.....	45
5.3.1	ÉTUDE DE TRAFIC OU ÉTUDE EN ZONE URBAINE OU PÉRI-URBAINE.....	45
5.3.2	ÉTUDE EN ZONE RURALE.....	45
6.	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	46
7.	LISTE DES ANNEXES.....	48
	ANNEXE A : CALIBRAGE DU DOAS SANOVA ENV. SA.....	49
	ANNEXE B : DESCRIPTION DU PROGRAMME MODELIS.....	54
	ANNEXE C : COMPARAISON DES MODÈLES : MODELIS, CAL3QCH ET ADMS.....	68

RESUME

Dans le cadre de nos missions LCSQA relatives aux instruments DOAS, nous avons convenu d'effectuer une campagne DOAS orientée sur une étude de modulation de trafic. Pour ce faire, nous avons réalisé une campagne de mesures étalée sur deux années, lors de la réouverture du tunnel du Mont Blanc. En effet, la vallée de Chamonix possède une configuration optimale de modulation de trafic. La fermeture du tunnel du Mont Blanc a entraîné une chute très importante du flux de véhicules circulant dans la vallée. Par exemple, le trafic quotidien des poids lourds était de 2 500 PL par jour avant sa fermeture. Par ailleurs, sa réouverture a été effectuée en plusieurs étapes : uniquement les VP/VL, puis également les PL ayant un faible tonnage, puis l'ensemble des PL en alternance et enfin les PL sans politique d'alternance. Néanmoins, cette réouverture en plusieurs étapes ne nous a pas permis de remplir nos objectifs en 2002. Nous avons donc réalisé une seconde campagne, dans le cadre du programme LCSQA, en collaboration avec l'étude POVA, qui visait à quantifier l'action d'une modulation de trafic sur la qualité de l'air dans les vallées de Chamonix et de la Maurienne.

Notre DOAS, qui était installé en travers de la nationale N205 permettant d'accéder à Chamonix et au tunnel du Mont Blanc, a fonctionné de janvier à mai 2002 puis de janvier à mars 2003. Il était couplé à des analyseurs ponctuels installés en différents points le long de cette route. Les polluants suivis étaient l'Ozone, le NO, le NO₂, le SO₂ avec un trajet optique de 158 m, optimisé pour le suivi du polluant NO. Compte tenu de ce trajet optique très court et des limites de détection instrumentales dans cette configuration, les résultats obtenus sur les polluants Benzène et Toluène ont été associés à des incertitudes trop élevées pour être utilisables dans le cadre de cette étude.

Les conditions météorologiques très rudes propres à la vallée de Chamonix, ont engendré de très nombreuses contraintes d'installation et d'utilisation de notre DOAS. Mises en évidence durant l'hiver 2002, elles nous ont permis d'obtenir un retour d'expérience important sur l'installation d'un DOAS et nous ont permis d'accéder à une très bonne qualité des données lors de la seconde campagne DOAS réalisée durant l'hiver 2003, mais également lors de la campagne DOAS réalisée sur l'aéroport de Lyon Saint-Exupéry durant l'hiver 2003.

Cette étude nous a permis :

- d'établir quelles étaient les contraintes essentielles liées à l'installation et à l'exploitation d'instruments de type DOAS, dans le cadre de campagnes de mesures,
- de montrer qu'un respect scrupuleux de ces contraintes, permet d'accéder à des mesures DOAS de très bonne qualité, avec des taux de fonctionnement optimisés. Nous avons ainsi pu mettre en évidence la très bonne qualité des mesures NO, NO₂ et Ozone du DOAS et notamment la corrélation entre ces données et d'autres obtenues par des techniques de mesures ponctuelles,
- de montrer qu'il est concevable de réaliser des calibrages sur site, mais que cette technique nécessite d'être optimisée et que son rendu opérationnel doit encore être amélioré,

- de montrer que les DOAS et les analyseurs ponctuels sont des instruments complémentaires et non redondants et que leur association permet d'accéder à un niveau d'information supérieur. En effet, nous avons mis en évidence que le couplage entre un DOAS et un analyseur permettait de qualifier les facteurs de dispersions, paramètres fondamentaux dans la description de la dispersion atmosphérique. Par ailleurs, l'étude de ce couplage en fonction du positionnement des analyseurs, a permis de montrer que la localisation d'une analyse ponctuelle peut être critique et difficilement représentative de la qualité de l'air environnante, lorsqu'elle est située à proximité immédiate d'une voie de circulation à fort trafic présentant des effets turbulents locaux,
- de développer un programme spécifique de dispersion d'une émission ponctuelle ou linéique (MODELIS), utilisant les données DOAS et analyseur pour évaluer l'influence du trafic PL sur la qualité de l'air. Cela nous a permis de mettre en évidence que le trafic PL avait une influence supérieure à 50% en semaine et de l'ordre de 20% le week-end, sur la concentration en polluant NO mesurée durant ces campagnes de mesures. Néanmoins, compte tenu des limitations de ce programme et des approximations qui ont été effectuées, il est nécessaire de valider ces premiers résultats par une analyse plus spécifique, telle que celle en cours dans le cadre du programme POVA.

Les concentrations ponctuelles calculées dépendent très fortement des coefficients de dispersions atmosphériques choisis (qui sont des données empiriques et donc généralement peu adaptées au site considéré) et, qu'à contrario, les mesures intégrées en dépendent beaucoup plus faiblement. Afin de réduire cette incertitude sur les mesures ponctuelles, qui peut être de l'ordre de 10 à 40 % en fonction de la stabilité atmosphérique considérée, et ainsi modéliser précisément l'impact d'une émission linéique, il est alors nécessaire non plus de qualifier, mais réellement de quantifier les effets turbulents et les coefficients de dispersions atmosphériques horizontaux et verticaux. Cette quantification impose alors l'association d'analyseurs, de DOAS mais également d'instruments tridimensionnels.

Finalement, ces deux campagnes de mesures DOAS ont permis, d'une part, de quantifier les contraintes d'installation de ce type d'instrument et, d'autre part, de démontrer leur apport essentiel dans la compréhension de l'influence d'une modulation de trafic sur la qualité de l'air.

INTRODUCTION

Dans le cadre de nos missions LCSQA relatives aux instruments DOAS, nous avons convenu d'effectuer une campagne DOAS orientée sur une étude de modulation de trafic. Pour ce faire, nous avons étudié la faisabilité d'une campagne de mesures s'effectuant lors de la réouverture du tunnel du Mont Blanc. Cette perspective s'est avérée être la configuration idéale pour notre étude.

Néanmoins, cette réouverture a été tardive et partielle (VL et PL <7,5t) et ne nous a donc pas permis de remplir nos objectifs en 2002. Nous avons alors réalisé une seconde campagne, dans le cadre du programme LCSQA, en collaboration avec l'étude POVA, qui visait à quantifier l'action d'une modulation de trafic sur la qualité de l'air dans les vallées de Chamonix et de la Maurienne.

Notre DOAS a fonctionné de janvier à mai 2002 puis de janvier à mars 2003 et était couplé à une station de mesure d'analyseurs ponctuels. Les polluants suivis étaient l'Ozone, le NO, le NO₂, le SO₂, ainsi que le benzène et le toluène en maxima horaires ; tous ces polluants étant caractéristiques du trafic routier.

Le retour d'expérience de cette étude va nous permettre de caractériser très précisément les contraintes liées à l'installation et à l'exploitation d'instruments DOAS lors de campagnes de mesures.

Nous verrons ensuite, qu'en respectant ces contraintes et en réalisant des calibrages sur site adaptés, il est alors possible d'accéder à des mesures de très bonne qualité.

Nous verrons enfin quelle est la redondance et la complémentarité de ces données DOAS effectuant des mesures intégrées dans l'espace, avec des analyseurs effectuant des mesures ponctuelles. Cela nous permettra ensuite de mettre en place un modèle d'évaluation des émissions linéiques spécifiquement adapté aux instruments de type DOAS et d'effectuer une première évaluation de l'impact de la réouverture du tunnel du Mont Blanc sur la qualité de l'air.

Par ailleurs, cette étude de la complémentarité DOAS-analyseur ainsi que l'utilisation du modèle spécifique, nous permettra de montrer que le positionnement des analyseurs ponctuels peut être critique et que la représentativité spatiale d'une mesure ponctuelle peut devenir très limitée si cet analyseur est situé à proximité immédiate d'une voie de circulation. Enfin, nous allons montrer que le couplage entre des données DOAS et Analyseurs permet de quantifier les facteurs de dispersions d'une émission linéique en fonction des paramètres météorologiques.

1. DESCRIPTION GENERALE

1.1 INSTRUMENTS ENGAGES

Les instruments engagés dans cette campagne de mesure, par l'INERIS étaient les suivants :

- DOAS : SANOA ENV. SA. pour les polluants NO, NO₂, SO₂, O₃ et les BTX.
- Analyseur NO, NO_x lors de deux campagnes DOAS.
- Analyseurs O₃, SO₂ lors de la campagne DOAS hiver 2003.
- Station météorologique 10m PTU, lors de la campagne DOAS hiver 2002.

Le DOAS SANOA INERIS est un instrument bistatique nécessitant la fourniture d'une servitude électrique en deux points distants d'environ 250 m. Chacun de ces deux points devra posséder un support stable ne subissant aucune fluctuation mécanique ou thermique.



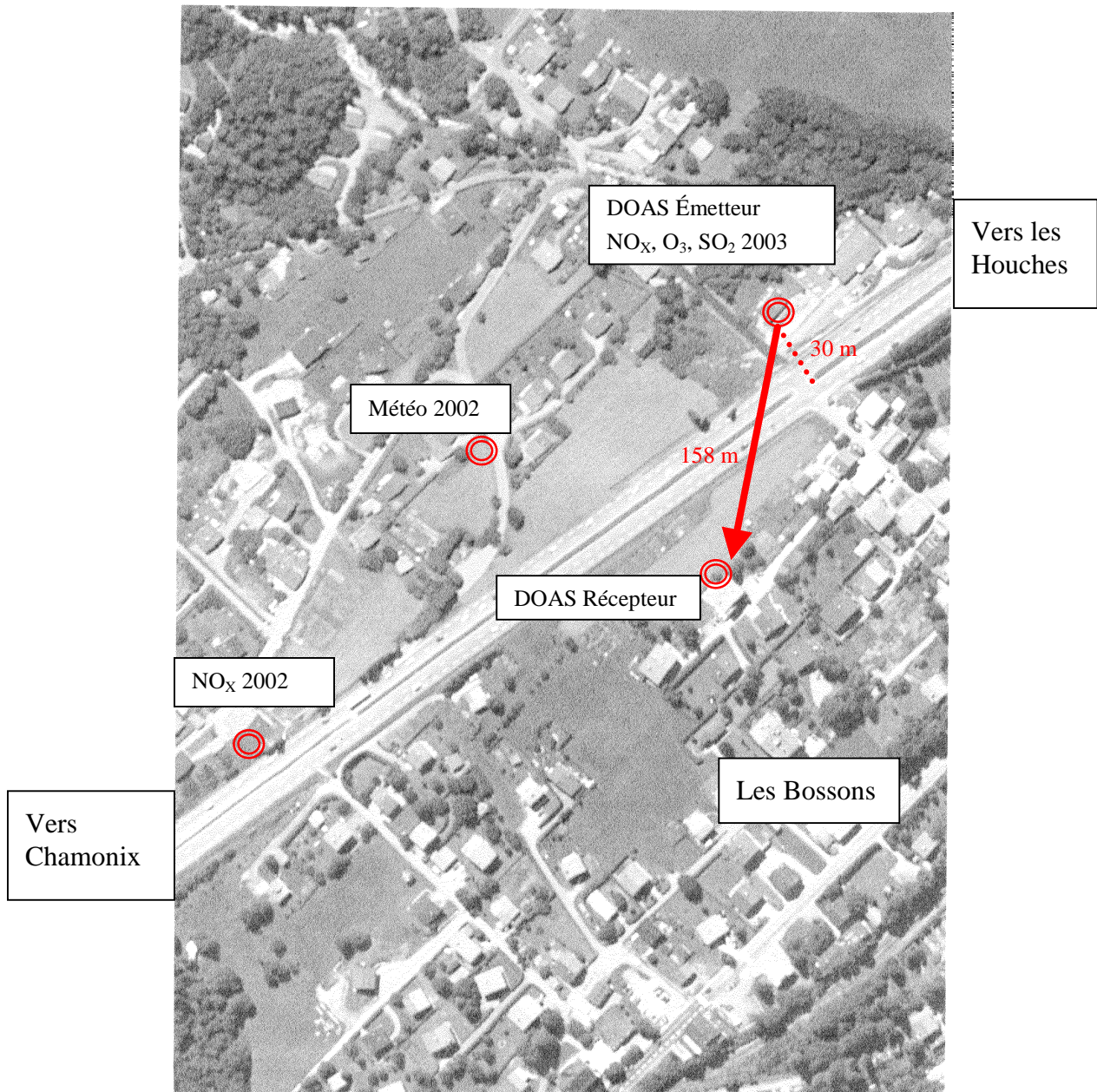
DOAS SANOA : à gauche l'unité de réception et à droite l'unité d'émission.

1.2 LOCALISATION DU SITE DE MESURE

Localisation du site de mesure :

- Lieu-dit « les Bossons », 74400 Chamonix Mont Blanc.
- De part et d'autre de la nationale 205, appelée « Route Blanche », en aval du Rond point de la Vigie permettant d'accéder au tunnel du Mont Blanc.
- La hauteur de mesure DOAS était de 6 m, soit environ 2 m au-dessus des poids lourds.
- Les analyseurs ponctuels étaient installés le long de la nationale (campagnes DOAS hivers 2002 et 2003), mais également au niveau de l'émetteur DOAS (campagne DOAS hiver 2003).

La mesure DOAS est donc effectuée au-dessus de la N205, sur une distance intégrée de 158 m, à une hauteur de 6 m au-dessus de la route, avec un angle de 45° par rapport à la normale à la N205.



Vue générale du site de mesures

1.3 CONTRAINTES INITIALES D'INSTALLATION DU DOAS

Compte tenu de nos premières expériences et des recommandations du constructeur, l'installation d'instruments DOAS, à savoir le choix du site et sa configuration, devait répondre à certaines contraintes :

Distance optimale de mesure : afin d'optimiser la qualité des données, il était souhaitable que le DOAS soit positionné afin de mesurer, d'une part, le SO₂ et le NO₂ et, d'autre part, de suivre les évolutions du NO, du benzène et du toluène. Les distances optimales de mesures sont différentes suivant le polluant mesuré. Ainsi, par exemple, la distance optimale de mesurage du NO est d'environ 150 à 200 m, celle de l'Ozone, du NO₂ ou du SO₂ de l'ordre de 200 à 250 m. En revanche la distance optimale de mesurage des BTX est de l'ordre de 300 à 400 m. Conscient de cette incompatibilité entre le mesurage du NO et des BTX, nous avons défini qu'une distance d'environ 150 m à 200 m était donc optimale pour cette étude car elle permettait un suivi des polluants NO et NO₂ qui sont des indicateurs pertinents du trafic.

Nuisances : Le positionnement de l'émetteur devait être bien au-dessus de la zone de visibilité des conducteurs de véhicule. Sa divergence ne devait entraîner aucune gêne oculaire des conducteurs ou de la population environnante.

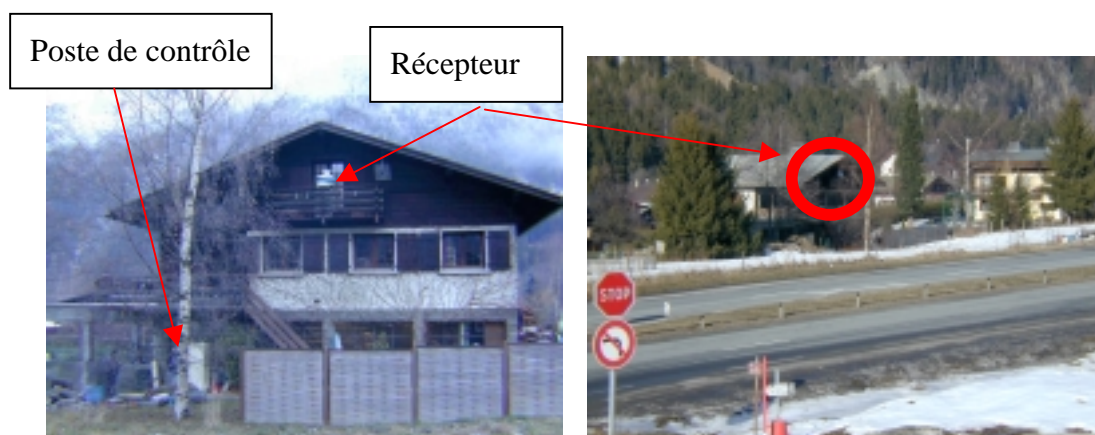
Stabilité des sites : nous devons éviter toute variation thermique ou mécanique des supports du DOAS, notamment sur l'émetteur.

Influences du soleil sur la mesure : dans la mesure du possible, le récepteur DOAS ne doit pas être dans l'axe du soleil, ce qui privilégie une orientation Sud-Nord.

2. CAMPAGNE DOAS HIVER 2002

2.1 DESCRIPTION DETAILLEE DU SITE DE MESURE

2.1.1 Description du site récepteur



Le récepteur a été fixé sur des petits socles creux en béton et positionné sur le balcon, aucun scellement n'a été effectué. Par ailleurs, le balcon étant en bois, le poids de l'ensemble a été réduit au maximum.

Le poste de contrôle était installé le long de l'habitation, dans une cabine non climatisée, mais chauffée légèrement. L'accès était ainsi aisé, sans entraîner de gêne pour les propriétaires.

Les servitudes électriques ont été négociées avec les propriétaires du site, sur la base d'une évaluation forfaitaire de la consommation électrique : 700 Watts, en continu sur l'ensemble de la campagne. Cela nous a permis d'éviter l'installation d'un compteur de chantier.

2.1.2 Description du site émetteur N°1 et de la station météorologique

Comme le montre la carte précédente, la station météorologique a été installée sur un terrain en jachère distante d'environ 50 m de la N205. Nous avons utilisé un mât de 10 m afin d'éviter toute perturbation de la mesure par des habitations ou des arbres situés à proximité immédiate. Ayant sa propre alimentation, elle a permis d'effectuer un relevé horaire des mesures de température, pression, humidité, vitesse et direction du vent. Néanmoins, initialement configurée pour une alimentation solaire, nous avons dû installer une batterie 12V, compte tenu des contraintes météorologiques sur ce site de mesure : le panneau solaire a gelé durant la campagne, rendant de ce fait impossible l'alimentation de la station météorologique.

Nous avons initialement prévu d'installer l'émetteur au niveau de la station météorologique : le long d'une habitation située perpendiculairement à la route, comme le montre la carte précédente, ainsi que les vues détaillées ci-dessous. Pour ce faire, nous avons fait installer deux dalles en béton de 2 m de largeur, d'une part, dans le terrain pour la station météorologique et, d'autre part, le long de l'habitation pour l'émetteur.

Le premier site de l'émetteur que nous avons choisi, ne répondait pas aux exigences d'une telle installation. En effet, nous n'avons pas pris en compte les conséquences engendrées par les périodes de gel et de dégel de la vallée de Chamonix. Les températures variaient d'environ -10°C à 5°C . Pour de telles variations thermiques, le sol subit un mouvement vertical sous l'effet du gel et du dégel du sol. Ce phénomène soulevait notre cabine qui supportait l'émetteur de quelques centimètres, alors qu'elle se trouvait sur une dalle de béton de près de 2 tonnes.



Or, une variation de quelques centimètres côté émetteur engendre un décalage, pouvant aller jusqu'à plus d'un mètre côté récepteur, ce qui nécessitait de très fréquents réglages.

Une campagne autonome étant impossible dans ces circonstances, nous avons décidé de changer de site et de nous orienter vers la fixation de l'émetteur sur une habitation, comme décrit ci-dessous.

Il est donc important de prendre en compte lors d'installation de DOAS sur des sites soumis à des climats rigoureux en hiver, le mouvement important du sol en période de gel et de dégel. Il est alors plutôt conseillé de se fixer sur un mur ou sur un balcon en bois, qui lui offre une plus grande stabilité qu'un socle en béton (sauf s'il est « hors gel », c'est-à-dire, enterré jusqu'à 1,5 m dans le sol).

2.1.3 Description du site émetteur N°2

Début janvier 2002, nous avons mis en place un nouveau site émetteur, comme décrit ci-dessous et comme visualisé sur la vue aérienne précédente.

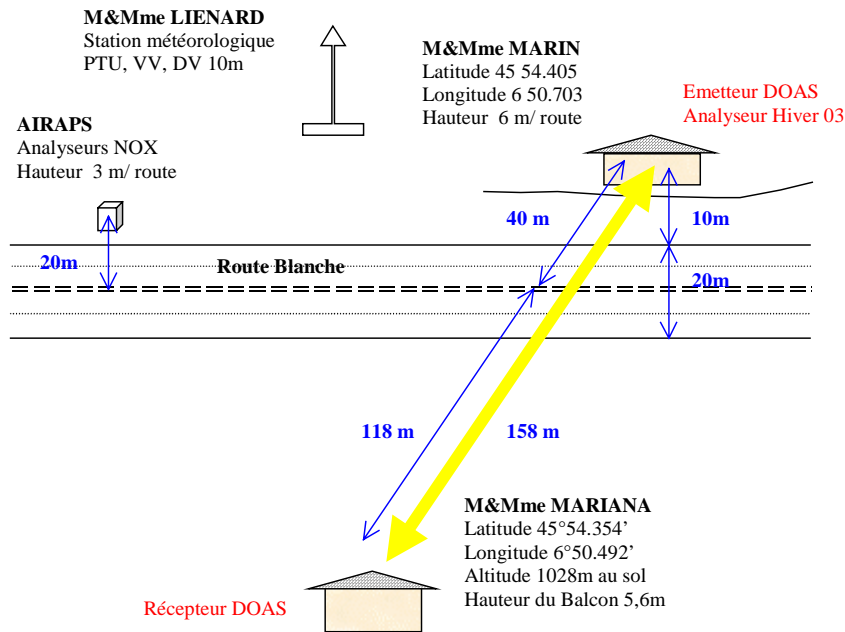
Le récepteur se situant sur un balcon bétonné, aucun aménagement quant à la sensibilité aux vibrations ainsi qu'aux fluctuations thermiques n'a été nécessaire. Nous avons néanmoins utilisé des joints silentbloks entre l'émetteur et la cabine afin de prévenir toute vibration.

Cet aménagement de site était nécessairement réversible et ne devait en aucun cas être visible à l'issue de la campagne. Ainsi aucun scellement n'a été effectué.

Le branchement électrique 220V/16A a été effectué chez les propriétaires de l'habitation, sur la base d'une évaluation forfaitaire de la consommation : 500 Watts en continu sur l'ensemble de la campagne de mesures.



Vue détaillée du site émetteur pour les campagnes DOAS hiver 2002 et hiver 2003. La cabine sur laquelle est installé l'émetteur, a par ailleurs été instrumentée d'analyseurs lors de la campagne DOAS hiver 2003.



Dans cette configuration, le trajet optique du DOAS était le suivant :

- distance émetteur-récepteur : 158 m ;
- distance émetteur – centre route blanche : 40 m ;
- le trajet optique DOAS est à 45° de la normale à la route blanche ;
- hauteur : environ 6 m, tout le long du trajet optique ;
- la route blanche, d'une largeur de 20 m, représente 18% du trajet optique.

2.2 RESULTATS OBTENUS

Nous avons effectué un contrôle qualité des données DOAS et tenté de comprendre quelles étaient les principales contraintes d'installation d'un DOAS.

Par ailleurs, nous avons souhaité que nos résultats obtenus s'insèrent dans le cadre d'une plus large étude des effets de modulation de trafic et d'influence des effets de vallées sur la qualité de l'air. En effet, le programme POVA, piloté par le réseau AIRAPS ainsi que par le Laboratoire de Glaciologie et de Géophysique de l'Environnement de Grenoble (LGGE) s'intéresse depuis plusieurs années, à la compréhension de l'effet d'une modulation de trafic (réouverture du Tunnel du Mont Blanc, en situation d'alternance) et de l'influence d'une topographie de vallée sur la qualité de l'air. Il était donc important que nos données puissent profiter à l'ensemble de ce programme POVA.

On retiendra, qu'à ce jour, toutes les données validées obtenues lors de cette campagne DOAS, ont été insérées dans la base de données du programme POVA. Ces deux campagnes DOAS ont permis de fournir quelques résultats préliminaires, comme décrit ci-après. Néanmoins, il est encore un peu tôt pour tirer de réelles conclusions sur l'influence de la réouverture du tunnel sur la qualité de l'air car cette réponse s'inscrit dans une étude plus globale et notamment dans le programme POVA.

2.2.1 Taux de fonctionnement du DOAS

Cet instrument a été calibré à l'INERIS, en effectuant un protocole identique à celui effectué lors de l'évaluation des nouveaux DOAS devant instrumenter les réseaux.

Il a été installé fin novembre 2001 et désinstallé début mai 2002.

Cet instrument a souffert de désalignements en tout début de campagne, comme décrit dans la mise en place du site. Cela a entraîné une perte de données de fin novembre à mi décembre 2002.

De plus, nous avons eu à faire face dès son installation sur le site émetteur N°2, à une détérioration de la lampe et de son alimentation, comme le montre la figure ci-dessous. Bien que l'origine ne puisse être clairement établie, nous avons jugé utile d'installer un onduleur visant à prévenir toute micro-coupure. Par la suite, nous n'avons plus rencontré ce type de dysfonctionnements.



Détérioration de la lampe DOAS de l'émetteur, de type OGR, après 1008 h de fonctionnement.

Enfin, nous avons eu une perte de données lors du changement d'heure été/hiver durant la campagne de mesure. En effet, notre logiciel fonctionne en corrélation avec Windows 95, bien qu'il fonctionne sous un environnement DOS. Le programme du pilotage du DOAS nécessite d'être en tâche principale, or, lors du changement d'heure, le 31 mars 2002, la demande de confirmation de Windows a arrêté le logiciel d'acquisition du DOAS dans l'attente d'une validation du changement d'heure. Pour une utilisation autonome du DOAS, il faut donc veiller à retirer tous les programmes, ainsi que toutes les fonctionnalités du système qui pourraient bloquer temporairement le logiciel. Nous conseillons donc par la suite de fournir des résultats en heure TU.

Finalement, le tableau ci-après regroupe l'ensemble des dysfonctionnements rencontrés ainsi que le taux de fonctionnement global obtenu lors de la campagne DOAS hiver 2002.

Taux de Fonctionnement du DOAS SANOA INERIS

Emplacement :	Les Bossons-Chamonix	
Distance trajet optique:	158 m	
mise en service initiale	27 novembre 2001	
Transfert sur Site N°2	20 décembre 2001	changement de site car instabilité support émetteur
Mise en service Site N°2	9 janvier 2002	après changement lampe et alimentation
arrêt final	7 mai 2002	

Taux de fonctionnement en données 1/4 horaires sur site N°2 après changement lampe

Nbre mesures possibles	11337	
Nbre mesures 1/4 horaires	8047	Bug informatique (2100 données) Désalignement (1100 données) : choc sur cabine émetteur
Taux de fonctionnement	71 %	
Nbre invalidées (N/D)	105	Chutes de neige ou brouillards
Taux de données validées	99 %	

Ainsi, malgré les quelques dysfonctionnements rencontrés, le taux de fonctionnement du DOAS a été de 71 % et le taux de données validées de 99 %. Ce faible taux de fonctionnement a deux origines principales :

- bug informatique lors du changement d'heure, responsable de la perte de 21 jours de mesures,
- désalignement de l'émetteur car les propriétaires ont heurté la cabine en circulant sur le balcon, responsable de la perte de 10 jours de mesures.

Par ailleurs, cette première campagne de mesures, réalisée en conditions extrêmes, nous a permis d'obtenir un retour d'expérience très important sur l'installation et l'exploitation d'instrument DOAS, comme décrit dans un chapitre spécifique ci-après.

2.2.2 Taux de fonctionnement de l'analyseur NO_x

L'analyseur NO_x a été calibré à l'INERIS, puis raccordé à l'étalon national par le réseau AIRAPS. Son fonctionnement a été globalement optimal, hormis le remplacement du four de conversion en cours de campagne. Finalement, le taux de fonctionnement a été de 80 %.

2.2.3 Contrôle qualité des données DOAS

Comme cité précédemment, plusieurs calibrages ont été effectués, dans la galerie INERIS, mais également en cours de campagne sur site. Les courbes de calibrage obtenues figurent en annexe de ce document.

Les facteurs de conversion obtenus nous ont permis de corriger les données DOAS et notamment :

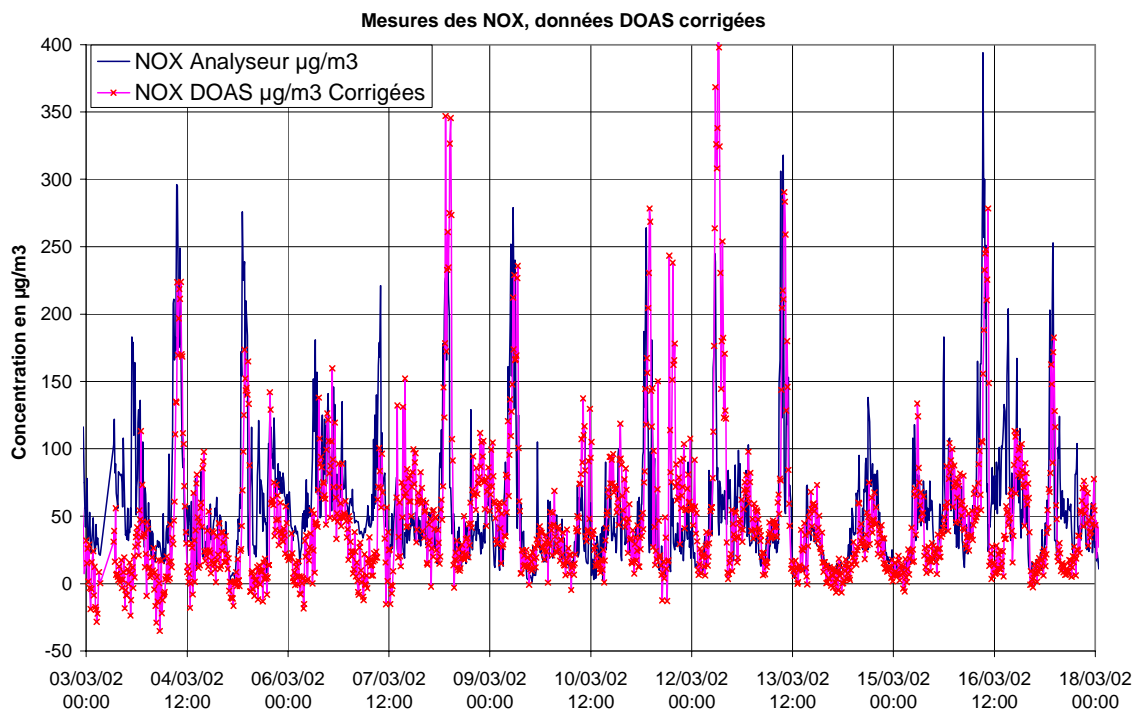
- DOAS_SO2_Corrigées = DOAS-SO2_mesurées * 1,3 + 0,5, incertitude de 11 %
- DOAS_NO2_Corrigées = DOAS_NO2_mesurées * 1,2 + 7,5, incertitude de 8 %
- DOAS_NO_Corrigées = DOAS_NO_mesurées * 1,1 + 0, incertitude de 10 %

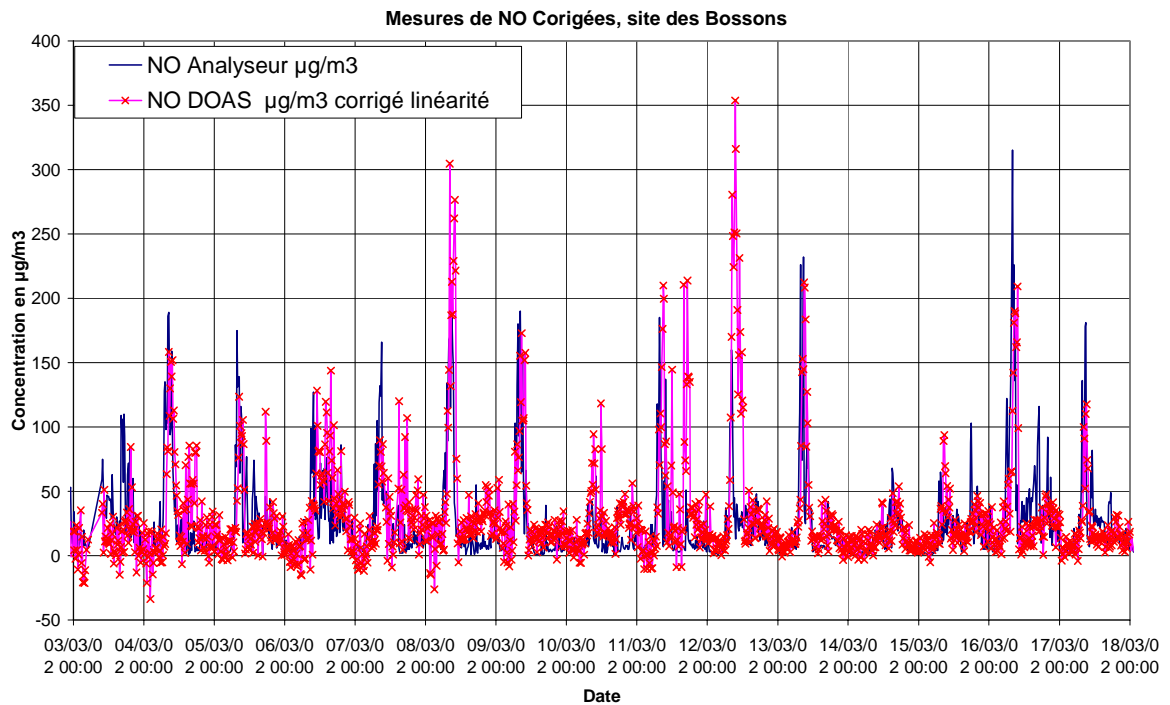
Nous avons délibérément choisi de modifier l'offset en utilisant les courbes de calibrages effectuées dans la galerie INERIS et non pas les mesures obtenues par l'analyseur NO_x. En effet, étant situé à proximité immédiate des véhicules, nous ne pouvions garantir une homogénéité atmosphérique entre le point de mesure ponctuel et le trajet optique DOAS.

Par ailleurs, ne pouvant garantir la justesse de ces calibrages sur site durant toute la campagne de mesures et sachant que les droites de calibrages obtenues par la suite en galerie étaient légèrement différentes de celles obtenues sur site, nous avons choisi de fournir les résultats assortis d'une incertitude égale à la valeur moyenne des pentes de calibrage obtenues en galerie et sur site.

Nous avons par ailleurs pu garantir la qualité des données Ozone lors de la campagne DOAS effectuée par la suite sur l'aéroport de Lyon Saint-Exupéry. Cette étude étant par ailleurs basée sur la compréhension de l'effet d'une modulation de trafic en période hivernale, l'étude des données Ozone est ici sans grand intérêt. Néanmoins, nous retiendrons que les mesures d'ozone obtenues étaient très faibles, défavorisant ainsi les processus d'oxydation du NO. Par conséquent, la dynamique du NO₂ a été relativement faible durant cette période.

2.2.4 Mise en comparaison des données NO_x DOAS-Analyseur





Exemple de mesures DOAS et Analyseurs, du 3 au 18 mars 2002, polluant NO

Les deux exemples ci-dessus, qui montrent la dynamique des concentrations en NO et NO_x obtenues par le DOAS et l'analyseur, nous permettent de faire plusieurs remarques :

- on observe une concentration très faible en NO en période nocturne, lorsque le trafic VL est faible,
- on observe en revanche une concentration en NO₂ pouvant être proche de 50 µg/m³ en période nocturne,
- on constate de fortes modulations des concentrations en NO et NO_x durant la journée.

Enfin, nous avons essayé de mettre en corrélation ces mesures NO et NO_x, sans pour autant parvenir à obtenir un facteur de corrélation supérieur à 0,5. Pourtant, les graphiques ci-dessus montrent que ces mesures sont en apparence très proches et que la dynamique est identique. Il semble donc que cette faible corrélation soit issue d'une fluctuation temporelle du rapport entre les deux concentrations ou que ces mesures soient régies par une corrélation non linéaire.

On peut donc, dans un premier temps, établir qu'il doit exister une corrélation entre le trafic et les concentrations en NO, qui nécessite d'être démontrée et quantifiée. Pour ce faire, nous allons devoir définir quel est l'impact d'un nombre de véhicule donné sur la concentration mesurée. Sachant que cet impact doit nécessairement dépendre des conditions météorologiques et du type de trafic, cela nécessite, comme on le verra par la suite, de modéliser l'action d'une émission sur son environnement. Néanmoins, cette première conclusion permet de mettre en évidence que la concentration en NO mesurée sur site n'est pas liée au mode de chauffage des habitations environnantes, mais qu'elle est générée par le trafic local.

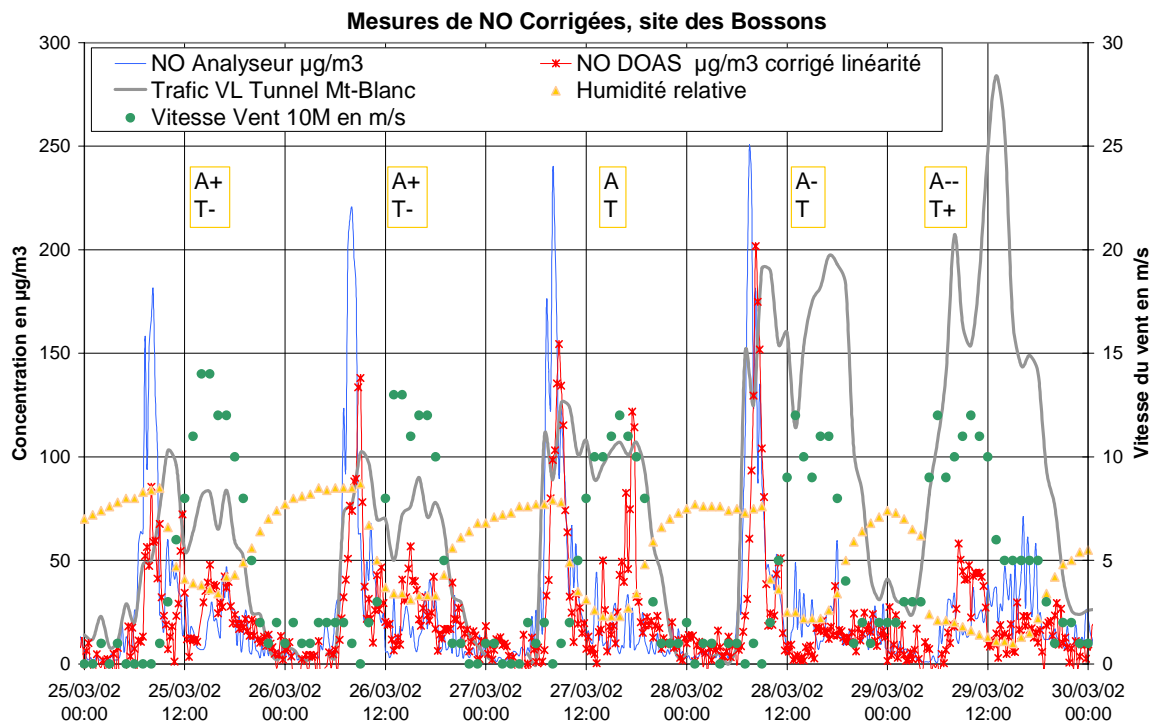
Les teneurs en NO₂ pouvant être présentes, notamment la nuit, sont vraisemblablement issues d'un effet de transport et du mode de chauffage des habitations de la vallée. En effet, la comparaison des données DOAS avec celles fournies par le réseau AIRAPS, nous montre, d'une part, une homogénéité des niveaux de fond et, d'autre part, un effet de l'îlot de Chamonix.

Enfin, les niveaux de NO₂ rencontrés et leur relative homogénéité, ne permettent pas de mettre en corrélation les mesures. Ainsi, on comprendra donc aisément que la mise en corrélation des mesures NO_x soit gouvernée en réalité par la dynamique du NO. Or, dans notre situation où les mesures ne sont pas colocalisées et traduisent donc une analyse de masses d'air différentes ou à des temps différents, seule la comparaison de l'allure générale des courbes obtenues est donc un indicateur pertinent de la correspondance des mesures. Par ailleurs, le développement d'un programme spécifique de calcul de la dispersion d'une émission linéique, doit permettre de montrer que cette corrélation entre les mesures existe, mais qu'elle est régie par des processus de dispersions et ne peut donc être linéaire.

2.3 APPORT DU COUPLAGE DOAS-ANALYSEUR

2.3.1 Spatialisation des émissions de la route blanche

Nous avons constaté précédemment que les mesures obtenues par le DOAS et l'analyseur ne semblaient pas correspondre et qu'il devait donc y avoir, d'une part, un décalage temporel de ces analyses et, d'autre part, un effet de dilution entre la mesure ponctuelle le long de la route et la mesure intégrée du DOAS.



Concentration en NO, vitesse du vent, humidité relative, conditions météorologiques et trafic VL, pour la période du 25 au 30 mars 2002.

Où,

A+, T-: correspondent à une situation anticyclonique établie et des températures largement négatives,

A-,T+: correspondent à une situation anticyclonique faiblissante et des températures proches de zéro.

Nous nous sommes intéressés plus particulièrement à la période du 25 au 30 mars 2002, car nous avons pu accéder à des données de trafic durant cette période. De plus la situation météorologique correspondante était anticyclonique avec des températures basses et des vents faibles en matinée. Cette situation était alors favorable à une situation de stabilité et de blocage des couches atmosphériques, favorisant ainsi l'impact local d'une émission en limitant les effets turbulents et le mélange atmosphérique. Cette absence de turbulence, qui limite les échanges verticaux, permet de s'affranchir des effets de transport longue distance et ainsi de réduire d'autant le domaine d'étude. Enfin, une telle situation permet de quantifier l'impact maximal d'une émission sur son environnement et donc d'en définir la valeur haute.

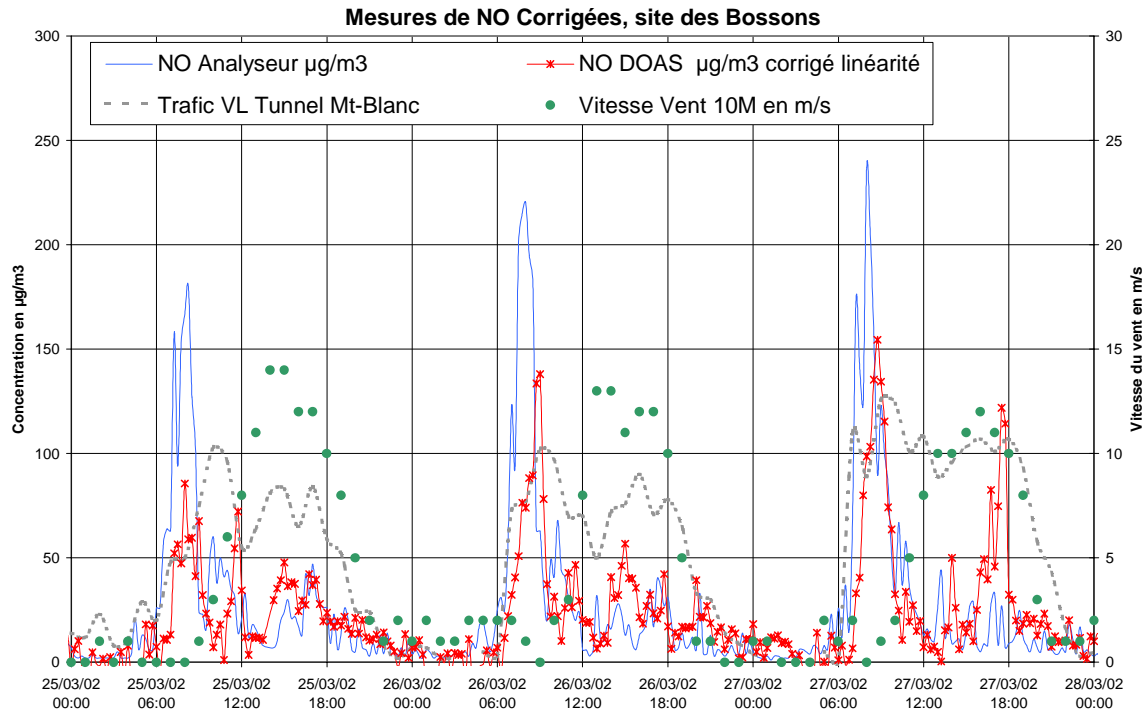
2.3.2 Effet de la réouverture du tunnel aux VL

Nous observons, sur le graphique précédent, que si l'effet de trafic des VL en direction du Tunnel du Mont Blanc est clairement corrélé avec la variabilité des concentrations en NO en matinée et tard dans la soirée, cela n'est plus le cas en cours de journée. En effectuant une analyse en parallèle des données météorologiques, on observe que cette absence de corrélation en cours de journée semble être gouvernée par la dynamique de l'humidité et la vitesse du vent, avec une absence de corrélation lorsque l'humidité chute et que le vent se lève. On pourrait donc penser que cette corrélation est présente lorsque l'atmosphère est très fortement stratifiée, donc de manière préférentielle la nuit ou en tout début de journée.

De même, on peut supposer que cette corrélation entre le trafic et les émissions de NO sera favorisée lors d'épisodes d'inversions de températures ou de blocage des échanges verticaux où on peut s'attendre à de très fortes concentrations en NO. Les journées du 24 au 28 mars 2002 ont été caractéristiques de cette situation, ce qui permettait d'affirmer sans trop de doute, que l'on était en présence d'une inversion de température durant les matinées du 25 au 28 mars 2002.

Cela nous permet de confirmer que le trafic du tunnel du Mont Blanc peut influencer la qualité de l'air à l'échelle de la vallée (mesures DOAS) en situation d'inversion de température. En revanche, cette influence devient quasi inexistante lorsque le brassage vertical se met en place, comme c'est le cas pour la journée du 29 mars 2002.

La mise en comparaison des données NO du DOAS et de l'analyseur lors de ces périodes d'inversion de température permet alors d'accéder à une information plus complète sur la dispersion des polluants. Ainsi, comme le montre la figure ci-après, nous constatons un décalage temporel et un effet de dilution de la concentration.



Etude de la dilution des émissions linéiques en période d'inversion de température, exemple du 25-28 mars 2002

On observe que lorsque l'on est en situation d'inversion de température et que le vent est faible, la mesure intégrée DOAS représente environ 50 % de la mesure effectuée le long de la route. En supposant que l'on effectue la mesure du même groupe de véhicules (hypothèse raisonnable car il n'y a pas de croisement entre les points de mesures), on peut donc effectuer les constatations suivantes :

- bien que l'on puisse avoir un décalage temporel entre le trafic et les mesures de l'analyseur, ils doivent en toute rigueur correspondre au même flux de véhicule à quelques secondes d'intervalle. En revanche, il est évident que le décalage temporel entre le trafic et le DOAS traduira en fait le temps de transfert entre l'émission et la mesure DOAS. Ainsi, on observe un décalage d'autant plus élevé que le vent tend à devenir nul : on observe que le 28 mars, la dynamique du pic matinal est synchronisée à 6h du matin car le vent possède une vitesse de l'ordre de 2 m/s, puis se désynchronise ensuite lorsque le vent devient nul.
- On observe un taux de dilution entre 40 et 50 % entre la mesure effectuée le long de la route et la mesure intégrée sur 158 m. Cela doit nous permettre de remonter au facteur de dispersion correspondant. En effet, en utilisant les données météorologiques, les comptages de véhicules et les équations simplifiées de calcul de la dispersion ou de la diffusion d'une source linéique, on peut en évaluer la concentration en un point donné de l'espace.

Afin de mieux comprendre l'influence de ce taux de dilution sur les mesures, mais également son lien avec la stabilité atmosphérique, nous avons développé un programme spécifique visant à évaluer l'influence d'une émission linéique sur le milieu environnant. Le développement de ce programme a été nécessaire, car nous devons comparer une mesure ponctuelle avec une mesure intégrée. Or, la plupart des programmes disponibles sur le marché s'intéressent à la dispersion d'une émission linéique lorsque le vent est perpendiculaire à la route et fournissent des résultats ponctuels.

Ce programme a permis de confirmer l'intérêt du couplage DOAS-Analyseur dans la quantification des facteurs de dispersion d'une émission linéique en fonction de la stabilité atmosphérique. Plusieurs situations météorologiques ont été évaluées, telles que celles décrites ci-dessus, mais également des situations d'instabilités atmosphériques rencontrées lors de la campagne DOAS réalisée durant l'hiver 2003. La partie IV de ce rapport est spécifiquement dédié à l'application de ce modèle pour des situations rencontrées durant ces deux campagnes DOAS.

Enfin, ce programme de modélisation d'une émission linéique est détaillé en annexe de ce rapport. Nous avons également souhaité comparer les résultats de modélisation obtenus avec d'autres outils et notamment CAL3QCH recommandé par l'EPA et ADMS largement utilisé au niveau national. Vous trouverez donc en annexe de ce rapport les résultats de cette intercomparaison.

2.4 RETOUR D'EXPERIENCE SUR L'INSTALLATION DE DOAS

Parallèlement à ces études de qualité de l'air, cette campagne nous a également permis d'accéder à un retour d'expérience important sur l'utilisation des instruments DOAS. En effet et comme nous l'avons décrit précédemment, nous avons configuré deux sites pour l'émetteur, car le premier site n'était pas suffisamment adapté aux contraintes météorologiques.

De plus, nous avons souffert de quelques dysfonctionnements et avons dû changer une lampe et une alimentation en raison de plusieurs micro-coupures d'origines électriques, puis faire face à un problème informatique.

Finalement, le retour d'expérience obtenu durant cette campagne, mais également celui de la campagne DOAS hiver 2003, nous a permis de définir quelles étaient les principales contraintes liées à l'installation d'instrument DOAS lors de campagnes de mesures. Elles sont regroupées dans la partie V de ce rapport.

3. CAMPAGNE DOAS HIVER 2003

La campagne de mesures, qui était en parallèle de la campagne POVA hiver 2003, s'est déroulée du 15 janvier 2003 au 29 février 2003.

Les sites DOAS retenus lors de cette campagne de mesures, ont été ceux établis lors de la campagne DOAS hiver 2002 et nous ne les décrivons donc pas ici.

En revanche, nous avons également utilisé des analyseurs NO_x, O₃ et SO₂, installés dans la cabine de l'émetteur, donc 30 m en retrait par rapport au centre de la N205.

3.1.1 Taux de fonctionnement du DOAS

Cet instrument a été calibré à l'INERIS, en effectuant un protocole identique à celui effectué lors de l'évaluation des nouveaux DOAS devant instrumenter les réseaux.

Il a été installé le 15 janvier 2003 et désinstallé fin février 2003.

Fort du retour d'expérience obtenu lors de la première campagne de mesures durant l'hiver 2002, nous n'avons pas eu de dysfonctionnements majeurs durant cette campagne. Néanmoins, nous avons souffert d'une très sérieuse tempête en fin de campagne qui a entraîné la perte de plusieurs jours de données, causée par une trop forte absorption atmosphérique.

Taux de Fonctionnement du DOAS SANOA INERIS

Emplacement :	Les Bossons-Chamonix
Distance trajet optique:	158 m
mise en service	15 janvier 2003
arrêt final	24 février 2003

Taux de fonctionnement en données 3 minutes 15 Janvier 24 février

Nbre mesures possibles	18895		
Nbre mesures 1/4 horaires non N/D	14505	Tempête de neige (2 - 6 février 2003) :	10 %
		Désalignement suite choc cabine émetteur :	5 %
		Chutes de neige ou brouillards (LightVis<5%):	7 %
Taux de fonctionnement Moyen	77 %		

Taux de fonctionnement en données 1/4 horaires 15 janvier 23 janvier (période POVA)

Nbre mesures possibles	747
Nbre mesures 1/4 horaires non N/D	0
Taux de fonctionnement Moyen	100 %

Finalement le taux de fonctionnement obtenu, résumé dans le tableau ci-dessous, montre un taux de 77 % en données 3 minutes sur l'ensemble de la campagne et de 100 % en données 1/4 horaires sur la période de mesure POVA.

3.1.2 Taux de fonctionnement des analyseurs

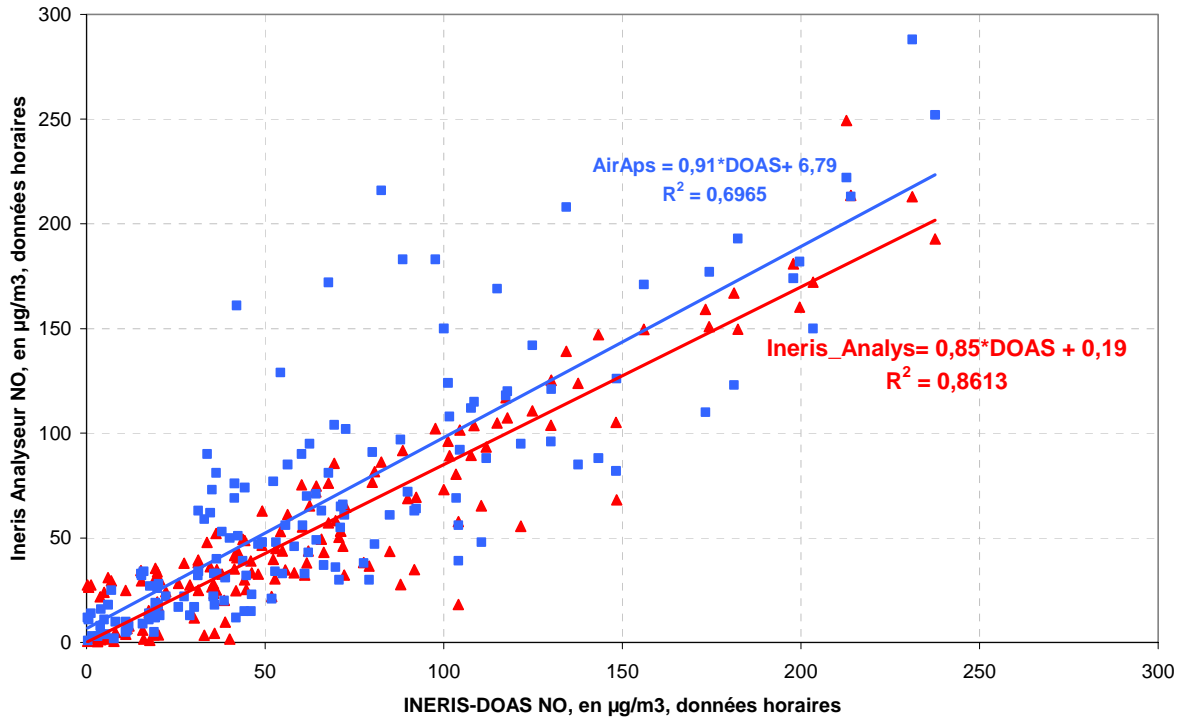
Ces instruments ont été calibrés par l'INERIS, puis en début et fin de campagne par le réseau AIRAPS, en utilisant des étalons de transfert nationaux.

Le taux de fonctionnement a été de 100 % en données 1/4 horaires sur l'ensemble de la campagne de mesures.

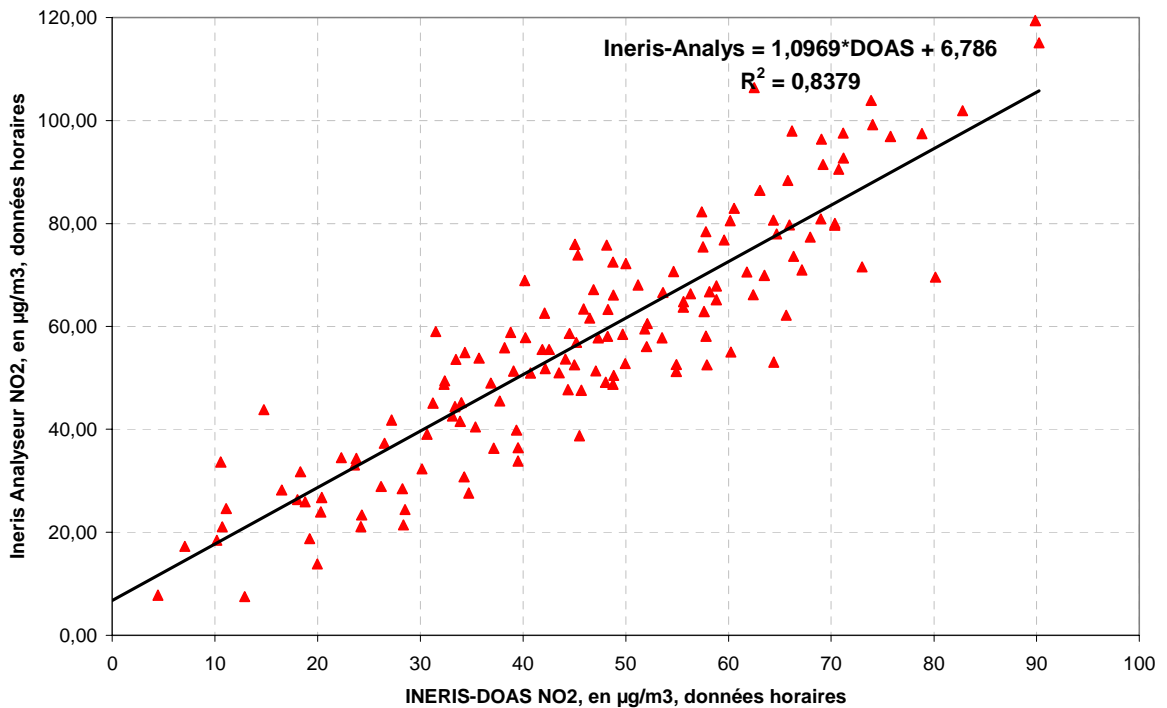
3.2 MISE EN COMPARAISON DES DONNEES DOAS ET ANALYSEURS

Nous avons évalué la qualité des mesures DOAS en effectuant une mise en comparaison des résultats obtenus avec les mesures issues des analyseurs ponctuels (INERIS et AIRAPS). Les deux figures ci-après montrent les très bonnes corrélations obtenues pour le NO et le NO₂. Il n'a pas été possible de faire cette corrélation pour le SO₂, compte tenu des trop faibles concentrations rencontrées durant cette campagne.

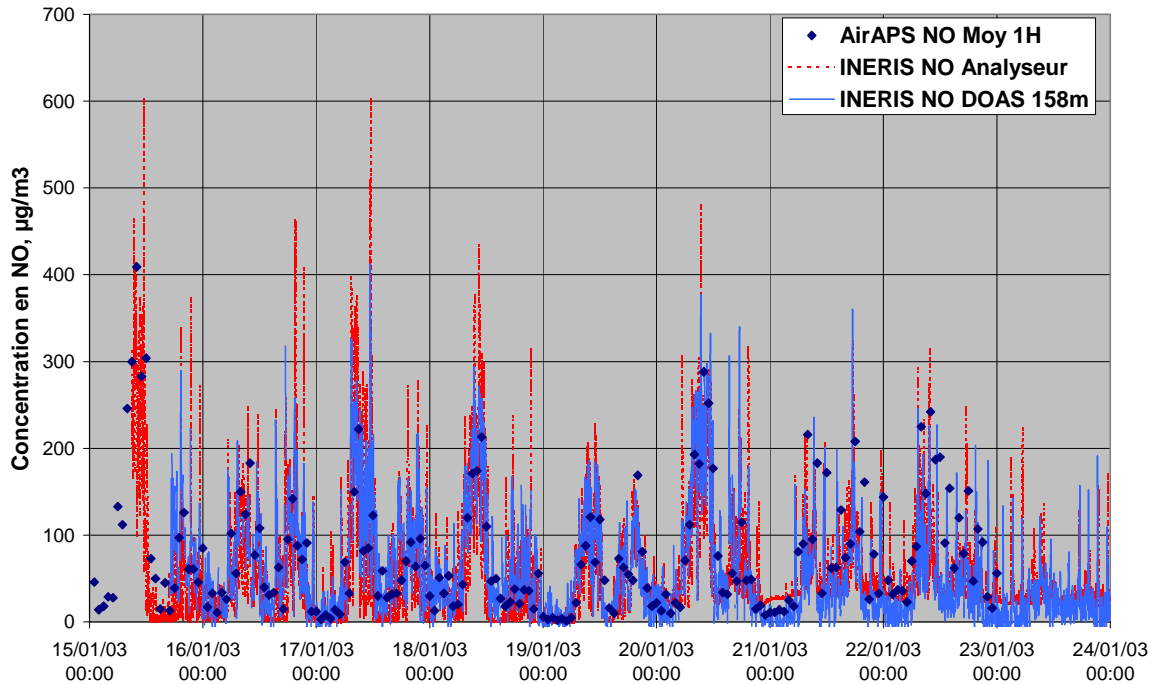
Par ailleurs, en comparant les mesures obtenues en situation d'homogénéité atmosphérique (en période nocturne et en absence de trafic poids lourds), nous avons obtenu des valeurs très proches pour la majorité des polluants.



Corrélation DOAS-Analyseur pour le polluant NO, où les analyseurs considérés sont: celui de l'INERIS installé au niveau de l'émetteur et celui de AIRAPS, installé le long de la N205 en amont du site DOAS.



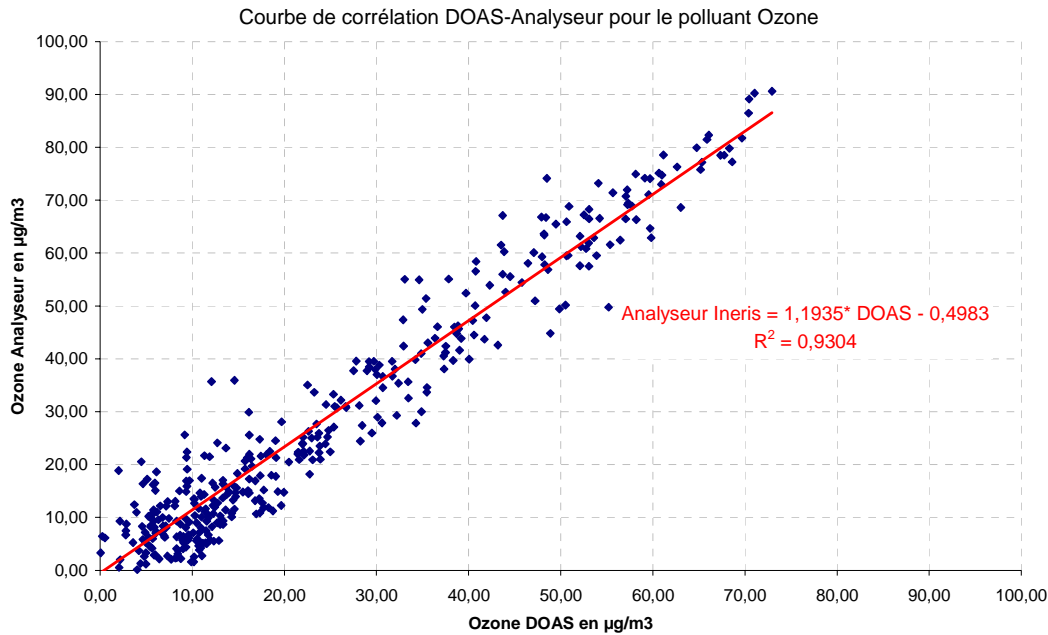
Corrélation DOAS-Analyseur pour le polluant NO₂, où les analyseurs considérés sont: celui de l'INERIS installé au niveau de l'émetteur et celui de AIRAPS, installé le long de la N205 en amont du site DOAS.



Concentrations en NO obtenues par le DOAS et les deux analyseurs durant la campagne intensive hiver 2003 du programme de recherche POVA.

La figure ci-dessus semble montrer un très bon accord entre ces 3 instruments, bien que les coefficients de corrélation obtenus soient légèrement inférieurs à 0,9 :

- pour le polluant NO₂, en données horaires, la corrélation entre le DOAS et l'analyseur est excellente, avec une pente de 1,09 et un R² de 0,83 ;
- pour le polluant NO, en données horaires, la corrélation entre le DOAS et l'analyseur INERIS (installé au niveau de l'émetteur) est bonne, avec néanmoins une pente de 0,85 avec un R² de 0,86. Cette pente inférieure à 1 pourrait traduire un effet de dilution entre les deux instruments,
- à titre de comparaison, pour le polluant Ozone la corrélation obtenue avait été excellente, avec une pente de 1,19 et un R² de 0,93 sur les données recueillies au cours de la campagne, donc en intégrant les périodes nocturnes où les effets de surface et de bâtiments peuvent entraîner une légère sous-estimation de la concentration en ozone, comme décrit dans le rapport DOAS sur la campagne effectuée sur l'aéroport de Lyon Saint-Exupéry.



Corrélation DOAS-Analyseur pour le polluant Ozone, en données horaires

3.3 COMPARAISON DES TENEURS EN NO_x AVEC LE TRAFIC ET LES PARTICULES

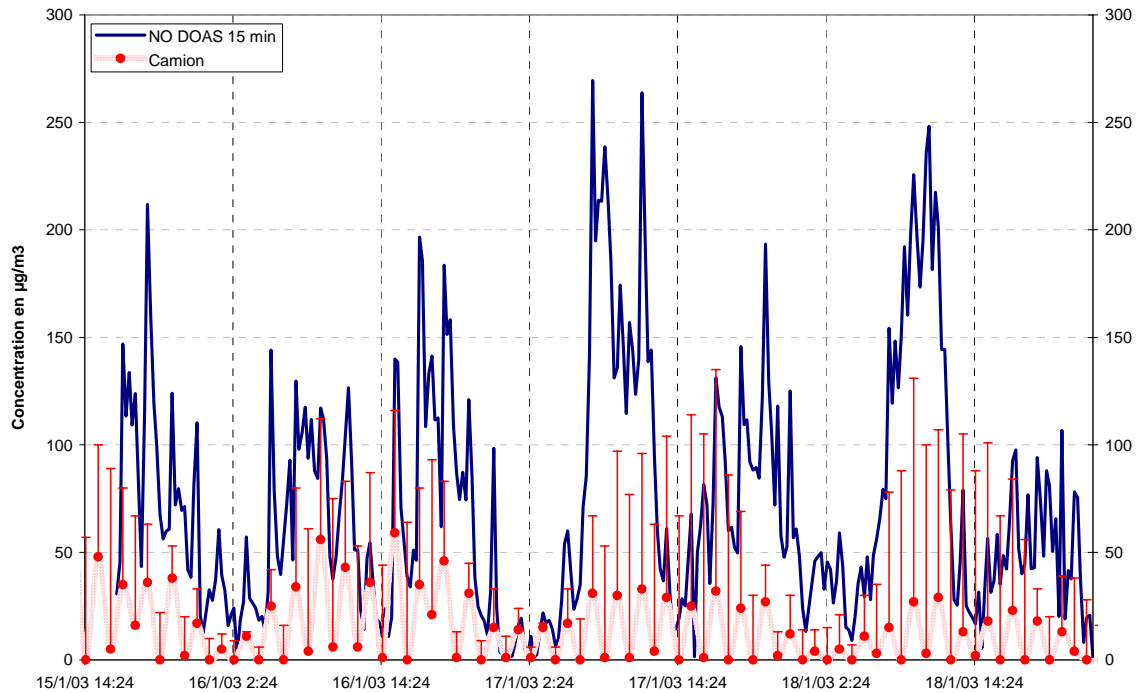
L'exemple de la journée des 15 et 16 Janvier 2003, décrit dans le paragraphe précédent, nous montre une journée typique d'alternat, où l'on peut observer une forte modulation des émissions de NO_x toutes les deux heures ainsi qu'une période de fortes concentrations durant deux heures, à l'occasion d'un blocage du rond point de la vigie.

Cet exemple nous permet de quantifier les émissions de NO issues du trafic poids lourds et leur périodicité, mais également d'en évaluer la dispersion. En effet, la mise en comparaison des mesures effectuées à proximité de l'axe routier (analyseurs) avec celles intégrées sur 158 m (DOAS), nous montre le taux de dilution des émissions linéaires sur cet axe. On observe par ailleurs que cette dilution (dispersion d'émissions linéaires) varie avec la journée. Il serait intéressant d'étudier plus en détail cette dilution d'émission linéaire et de la mettre en corrélation avec la dynamique présente.

La courbe de concentration en NO_x nous montre également que le principal polluant gazeux émis localement est du NO qui, du fait des faibles concentrations en ozone ce jour, ne peut se convertir rapidement en NO₂. La mise en commun des données obtenues par les autres partenaires devrait nous permettre de quantifier le taux d'oxydation du NO par l'O₂ durant cette période car nous avons été surpris de ne pas observer un pic de NO₂ lors du blocage du carrefour de la Vigie durant près de deux heures. En effet, on a choisi cette journée afin d'observer également l'effet de la manifestation hebdomadaire dite « du Carrefour de la Vigilance » sur les émissions : blocage partiel du trafic des poids lourds de 16h à 19h TU au niveau du carrefour de la Vigie. On constate que l'impact de cette manifestation se fait fortement ressentir sur la concentration en NO qui devient forte durant près de 2 heures, mais qu'en revanche le taux de NO₂ reste peut différent. On notera enfin que les analyseurs étant installés au niveau d'une habitation, les concentrations mesurées sont celles auxquelles certains habitants sont exposés.

La figure ci-dessous tente d'établir une corrélation entre l'effet d'alternat et les concentrations en NO mesurées par le DOAS.

Les points rouges traduisent le nombre de poids lourds en direction de l'Italie, tandis que les barres d'erreurs traduisent le nombre de VL comptabilisés au même instant. On observe que si l'influence du trafic PL semble claire durant certaines périodes, elle n'est pas franche sur toute la période de mesure.



Bien que nous apercevions très clairement la corrélation entre des variations de NO et le trafic routier, il semble difficile de clairement attribuer les émissions de NO au trafic PL ou VL. Afin d'obtenir une mise en corrélation synthétique, nous avons évalué la dépendance de certaines mesures avec le trafic, comme le montrent les deux tableaux ci-après.

Matrice des R2	DOAS NO	Analys NO	AirAps NO	LSCE CNC	PL F-I	VL F-I	Total F-I	PL I-F	VL I-F	Total I-F
DOAS NO	1,00	0,86	0,70	0,47	0,00	0,13	0,10	0,11	0,13	0,18
Ineris Analys NO	0,86	1,00	0,73	0,32	0,00	0,08	0,07	0,06	0,07	0,10
AirAps NO	0,70	0,73	1,00	0,39	0,01	0,10	0,09	0,15	0,10	0,17
LSCE CNC	0,47	0,32	0,39	1,00	0,00	0,28	0,19	0,23	0,32	0,44
Trafic PL TMB F-I	0,00	0,00	0,01	0,00	1,00	0,01	0,30	0,11	0,01	0,00
Trafic VL TMB F-I	0,13	0,08	0,10	0,28	0,01	1,00	0,80	0,01	0,70	0,58
Trafic Total TMB F-I	0,10	0,07	0,09	0,19	0,30	0,80	1,00	0,01	0,56	0,39
Trafic PL TMB I-F	0,11	0,06	0,15	0,23	0,11	0,01	0,01	1,00	0,03	0,26
Trafic VL TMB I-F	0,13	0,07	0,10	0,32	0,01	0,70	0,56	0,03	1,00	0,87
Trafic Total TMB I-F	0,18	0,10	0,17	0,44	0,00	0,58	0,39	0,26	0,87	1,00

où

Trafic VL TMB F-I = trafic VL/h empruntant le tunnel du Mont Blanc en direction de l'Italie

Trafic Total TMB I-F = trafic VL/h + PL/h empruntant le tunnel du Mont Blanc, depuis l'Italie vers la France.

Matrice Pearson	DOAS NO	Ineris Ana. NO	AirAps	LSCE cnc	PL F-I	VL F-I	Total F-I	PL I-F	VL I-F	Total I-F	Total 2 sens
DOAS NO	1,00	0,93	0,83	0,68	0,05	0,36	0,32	0,33	0,35	0,42	0,37
Ineris Analys NO	0,93	1,00	0,86	0,57	0,06	0,29	0,27	0,25	0,26	0,31	0,29
AirAps NO	0,83	0,86	1,00	0,62	0,08	0,32	0,29	0,38	0,31	0,41	0,33
LSCE CNC	0,68	0,57	0,62	1,00	0,01	0,52	0,44	0,48	0,56	0,66	0,57
Traffic PL TMB F-I	0,05	0,06	0,08	0,01	1,00	0,12	0,55	-0,33	0,10	-0,04	0,11
Traffic VL TMB F-I	0,36	0,29	0,32	0,52	0,12	1,00	0,89	0,09	0,84	0,76	0,96
Traffic Total TMB F-I	0,32	0,27	0,29	0,44	0,55	0,89	1,00	-0,09	0,75	0,62	0,86
Traffic PL TMB I-F	0,33	0,25	0,38	0,48	-0,33	0,09	-0,09	1,00	0,17	0,51	0,13
Traffic VL TMB I-F	0,35	0,26	0,31	0,56	0,10	0,84	0,75	0,17	1,00	0,93	0,96
Traffic Total TMB I-F	0,42	0,31	0,41	0,66	-0,04	0,76	0,62	0,51	0,93	1,00	0,88
Traffic Total 2 sens	0,37	0,29	0,33	0,57	0,11	0,96	0,86	0,13	0,96	0,88	1,00

Ces deux tableaux nous permettent de mettre en évidence les points suivants :

- on observe une très bonne corrélation des mesures de NO obtenues par le DOAS et les deux analyseurs,
- on observe également une bonne corrélation entre les mesures NO du DOAS et le nombre de particules obtenu par le LSCE. Ainsi les émissions de NO constatées sur l'axe routier sont également corrélées avec des émissions de particules,
- en revanche nous observons une absence totale de corrélation entre les mesures de polluants et le trafic, que ce soit VL ou PL. Ce résultat est en contradiction avec le graphique précédent qui montrait une liaison étroite entre les variations de trafic et de concentration en NO.

En effectuant alors une mise en corrélation non pas des mesures, mais des variations, il apparaît une corrélation entre le DOAS et le trafic PL empruntant le trajet France-Italie, avec un coefficient de corrélation de 0,56. Ce résultat est en conformité avec les courbes décrites précédemment, qui montraient une influence significative des PL se dirigeant vers le Tunnel sur les concentrations en NO.

Corrél. R des variations	DOAS	Ineris Analyseur	AirAps	LSCE	PL TMB F-I	VL TMB F-I	Total TMB F-I	PL TMB I-F	VL TMB I-F	Total TMB I-F
DOAS	1,00	0,88	0,76	0,23	0,56	0,21	0,59	-0,47	0,00	-0,33
Ineris Analyseur	0,88	1,00	0,75	0,21	0,38	0,16	0,41	-0,31	-0,06	-0,25
AirAps	0,76	0,75	1,00	0,24	0,52	0,17	0,54	-0,40	-0,04	-0,31
LSCE	0,23	0,21	0,24	1,00	0,33	0,08	0,32	-0,33	-0,28	-0,39
Traffic PL TMB F-I	0,56	0,38	0,52	0,33	1,00	0,01	0,87	-0,81	-0,14	-0,65
Traffic VL TMB F-I	0,21	0,16	0,17	0,08	0,01	1,00	0,50	0,02	0,31	0,19
Traffic Total TMB F-I	0,59	0,41	0,54	0,32	0,87	0,50	1,00	-0,70	0,04	-0,47
Traffic PL TMB I-F	-0,47	-0,31	-0,40	-0,33	-0,81	0,02	-0,70	1,00	0,24	0,84
Traffic VL TMB I-F	0,00	-0,06	-0,04	-0,28	-0,14	0,31	0,04	0,24	1,00	0,73
Traffic Total TMB I-F	-0,33	-0,25	-0,31	-0,39	-0,65	0,19	-0,47	0,84	0,73	1,00

Néanmoins, il est à souligner que les faibles corrélations constatées entre le trafic et les polluants mesurés peuvent être issus des deux points suivants :

- les données de trafic, qui sont des données horaires, n'ont pas été réalisées à proximité des sites de mesures, mais au niveau de l'entrée du tunnel du Mont-Blanc. Cela pourrait expliquer partiellement ces décorrélations entre le comptage et les concentrations en polluants émis,
- nous n'avons pas tenu compte des données météorologiques qui peuvent, selon le cas, favoriser ou défavoriser les effets de dispersion des polluants émis par le trafic.

Là encore, afin de mieux comprendre l'influence du trafic sur la qualité de l'air, nous allons utiliser le programme d'évaluation d'impact d'une émission linéique, spécifiquement développé pour cette étude.

4. ETUDE DE LA DISPERSION D'UNE EMISSION LINEIQUE PAR COUPLAGE DOAS-ANALYSEUR-MODELE

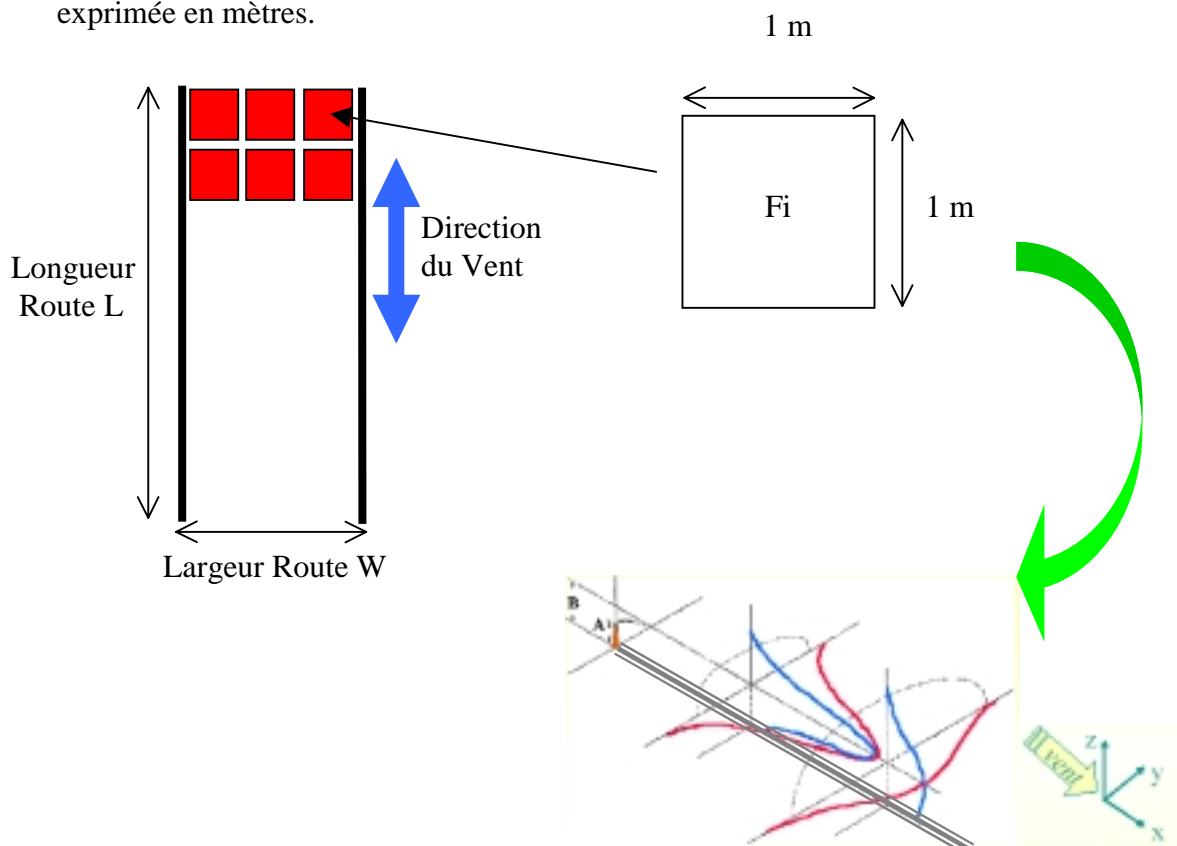
4.1 DESCRIPTION DU MODELE ET DES APPROXIMATIONS REALISEES

Nous avons vu lors de ces deux campagnes DOAS que si les données de trafic et les mesures de NO semblaient liées, la mise en corrélation fournissait des résultats décevants. Or, en première approximation, la dispersion d'une source ponctuelle ou linéique est régie par des équations gaussiennes où les coefficients de diffusion horizontaux et verticaux sont fonction de la distance d'éloignement à la source et de la stabilité atmosphérique.

Nous avons donc développé un programme modélisant une dispersion linéique de longueur donnée, somme de sources ponctuelles de longueur unitaire de 1 mètre, dans une situation topographique de vallée où le vent est orienté dans l'axe de la route.

Ce programme est très largement décrit en annexe. On retiendra que ses principales limitations sont les suivantes :

- la dispersion est effectuée dans l'axe de la route, le vent étant colinéaire à cette dernière,
- les coefficients horizontaux et verticaux de diffusion atmosphérique dépendent de la stabilité atmosphérique, modélisée par les classes de Pasquill,
- l'émission linéique est continue et modélisée par un flux F_0 , exprimée en $\text{g}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$, à savoir une masse par seconde et par mètre dans l'axe de la route,
- ce flux est réparti sur toute la largeur de la route : on suppose que ce flux est homogène et qu'il correspond donc à W flux unitaires $F_i = F_0/W$ où W est la largeur de la route, exprimée en mètres.



L'équation de dispersion d'une émission unitaire de flux F_i est alors la suivante :

$$C = \frac{F_i}{[2 \cdot \pi] \cdot u \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}\right) \cdot \exp\left(-\frac{(z-h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2} - \frac{(z+h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)$$

Où

C est la concentration volumique du gaz au point de l'espace (x,y,z), en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

F_i est le flux unitaire d'une cellule carrée de 1 m, exprimée en $\mu\text{g} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$,

X,Y,Z correspondent à l'éloignement de la source, en m,

$\sigma_y(y)$, $\sigma_z(z)$ sont les coefficients de dispersion, exprimés en mètres et fonction de X,

U est la vitesse du vent à 10 mètres du sol, exprimé en $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$,

H est la hauteur de l'émission, exprimée en mètres,

Afin d'obtenir cette équation simplifiée de la dispersion d'une émission ponctuelle unitaire, nous avons effectué les suppositions suivantes :

- on peut établir une relation simple entre la diffusion par turbulence (σ_i) et le gradient de concentration. On suppose également cette turbulence homogène et isotrope,
- on suppose que le champ de vent est uniforme dans l'espace et le temps. On considère donc des panaches ne s'éloignant pas trop verticalement et restant en toute rigueur bien en dessous des effets de cisaillement atmosphériques,
- on suppose enfin que la dispersion est réfléchiée par la surface et qu'il n'y a pas de réaction de transformation sur celle-ci.

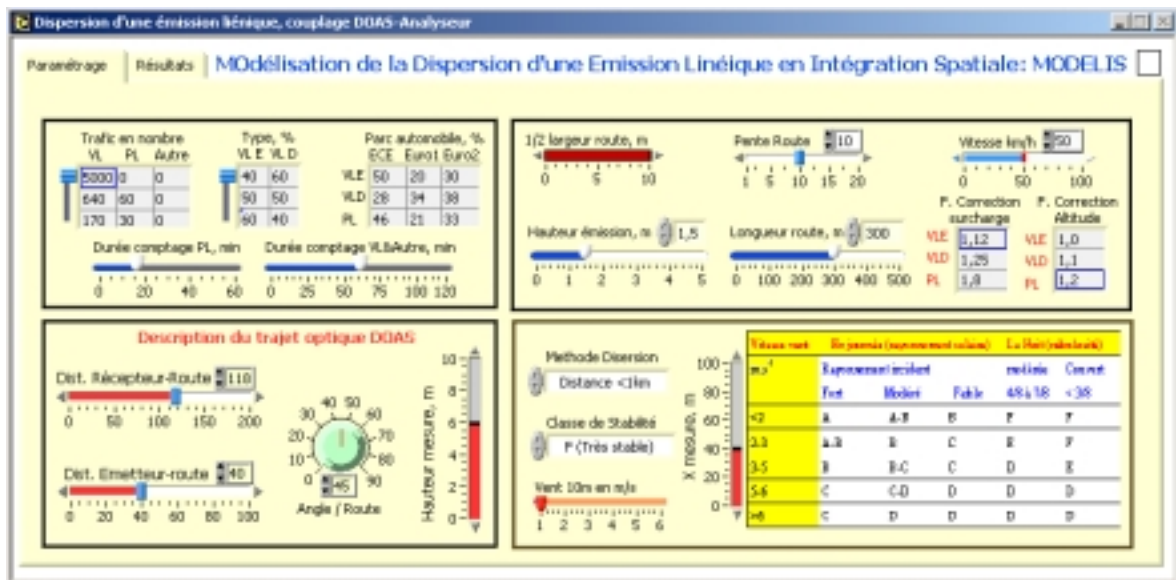
L'obtention de la concentration en un point de l'espace (X,Y,Z) nécessite la connaissance de 4 paramètres :

- la hauteur d'émission totale, à savoir la hauteur à partir de laquelle la vitesse d'émission devient égale à zéro. Dans notre cas, nous utiliserons une hauteur d'émission de 1,5 m issue de la littérature,
- les coefficients de dispersion horizontaux et verticaux. Nous utiliserons des données empiriques issues de la littérature : Pasquill-Grifford (1968) pour les émissions en zone rurale, Elroy-Poller (1968) pour des émissions en zone urbaine ou enfin Cooper-Alley (2002) pour un domaine d'étude inférieur à 1 kilomètre,
- le flux unitaire F_i , caractéristique du trafic, à savoir du nombre de véhicules (VL et PL), de la vitesse, du parc automobile roulant (diesel, essence) et du régime moteur (altitude, déclivité de la route, chargement). Nous utiliserons les données COOPERT III ou CETU pour la définition du parc automobile roulant, du régime moteur et de la vitesse moyenne de véhicules, ainsi que des données de comptage pour connaître le nombre de VL et de PL empruntant cet axe routier. Cela nous permet alors de calculer l'émission unitaire d'un véhicule F_{VL} ou F_{PL} , exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}$. Connaissant le nombre de véhicule par seconde N_{VL} et N_{PL} et la largeur de la route L, on obtient alors le flux unitaire F_i :

$$F_0 = F_{VL} \cdot N_{VL} + F_{PL} \cdot N_{PL} \text{ et } F_i = F_0/L$$

La description détaillée du programme ainsi que son paramétrage figurent en annexe. On retiendra que la façade utilisateur se décompose en 2 parties :

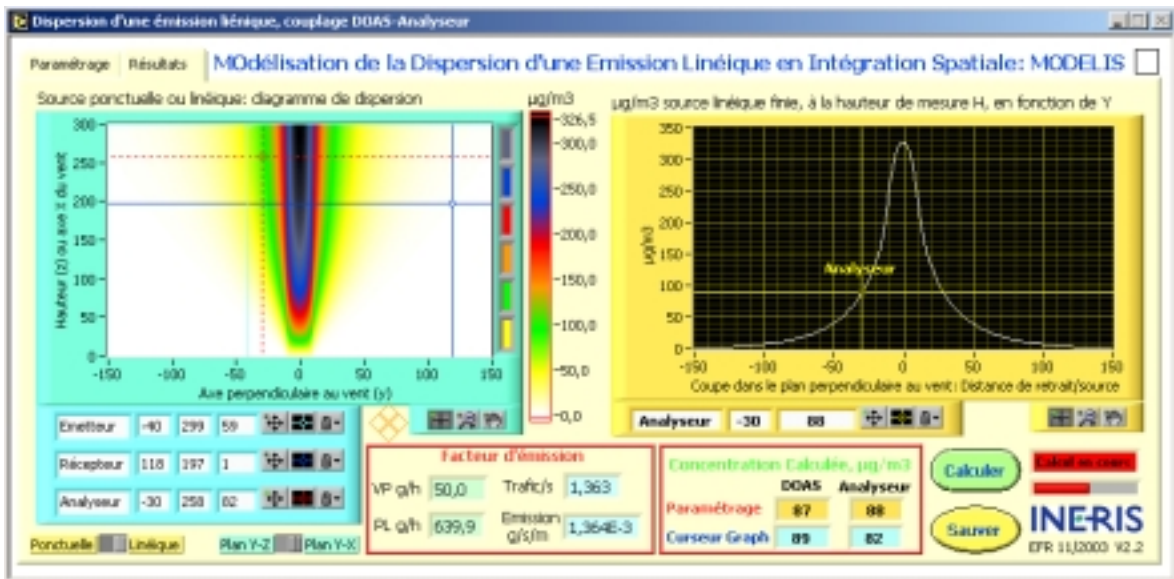
- Une première partie s'intéresse au paramétrage du modèle :
 - la définition du trafic : nombre de véhicules/h, leur vitesse, la répartition VL/PL, la vétusté et le chargement des véhicules et enfin les caractéristiques du site (altitude, déclivité),
 - la définition de la stabilité atmosphérique, la table des coefficients de dispersion ainsi que la vitesse du vent associée,
 - la description de la voie routière : sa longueur, sa largeur ainsi que la hauteur d'émission,
 - la définition du trajet optique du DOAS, son positionnement par rapport à l'axe routier, le positionnement de l'analyseur et enfin la hauteur de mesure.



Aperçu de la façade utilisateur de paramétrage du modèle

- Une seconde partie fournit les différents résultats suivants :
 - les facteurs d'émissions de chaque véhicule et le flux total F_0 ,
 - le diagramme de dispersion d'une source ponctuelle ou d'une source linéique, dans le plan horizontal de propagation du panache à une hauteur de mesure donnée,
 - le diagramme de dispersion d'une source ponctuelle, dans le plan vertical perpendiculaire au panache, pour un éloignement donné vis-à-vis de la source,
 - la courbe de dispersion d'une émission linéique, à savoir la concentration en fonction de la distance de retrait par rapport au centre de la route, pour une hauteur donnée. Elle permet par exemple de connaître la concentration attendue pour un analyseur positionné en un point situé en retrait de la route et à une hauteur de mesure donnée.

- la concentration intégrée sur une distance donnée (158 m dans notre cas). Elle correspond à l'intégration de la courbe de dispersion d'une émission linéique et donc à la concentration théorique mesurée par le DOAS.



Aperçu de la façade utilisateur des résultats du modèle

4.2 APPLICATION A L'ETUDE EN ATMOSPHERE HOMOGENE (CAMPAGNE DOAS 2002)

Lors de la campagne DOAS réalisée durant l'hiver 2002, nous avons mis en évidence une situation météorologique caractérisée par une très forte stabilité atmosphérique, comme par exemple le matin du 25 mars 2002 où nous sommes en présence d'une inversion de température entre 7h et 9h.

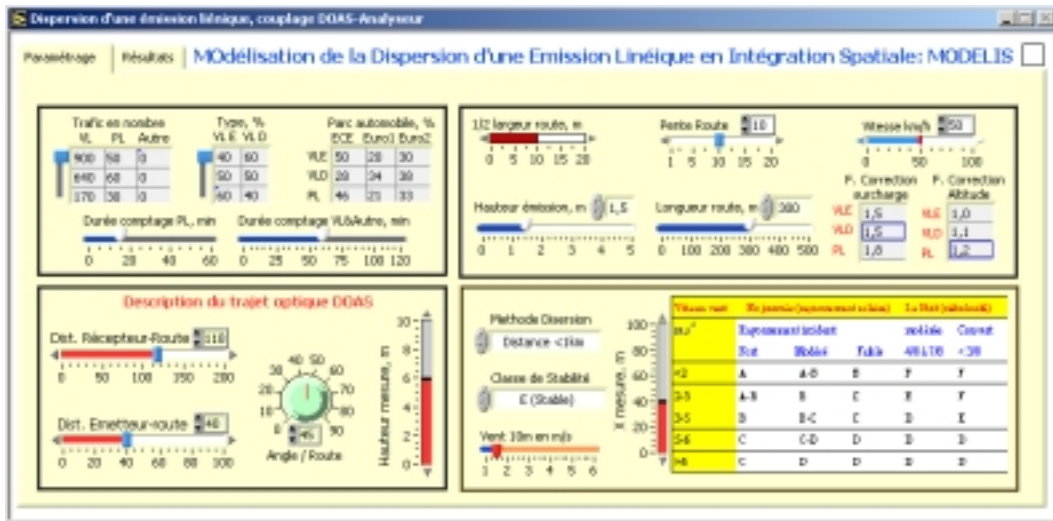
Pour cette période, nous avons relevé les caractéristiques suivantes :

- vitesse du vent à 10m : 1,5 m/s en valeur moyenne horaire.
- nombre de véhicules au niveau du tunnel du mont Blanc : 100/h.
- contribution des PL dans le comptage au niveau du tunnel : 0 %.
- nombre de véhicules en trafic local : inconnu, mais nous avons évalué un nombre de PL en trafic local à environ 20/h pour la même période de la journée (comptage manuel le 15 avril 2002 lors de la journée de calibrage sur site). N'ayant pas d'autres données que celles du tunnel pour cette période, nous avons évalué le trafic total sur la vallée à partir de données obtenues en 2003. Compte tenu de l'horaire et du jour considéré, on s'attendait à avoir environ 1000 véhicules/h au niveau du Tunnel des Chavants, donc en aval des Houches dont 5 % de PL ayant une longueur supérieure à 9m. Il apparaît que le paramétrage du comptage doit être de 50 PL/h et 950 VL ou motos/h. On rappelle qu'au niveau national, on a en général 94 % de VL et motos et 6 % de PL sur route, ce qui est conforme avec le comptage que l'on vient de supposer.

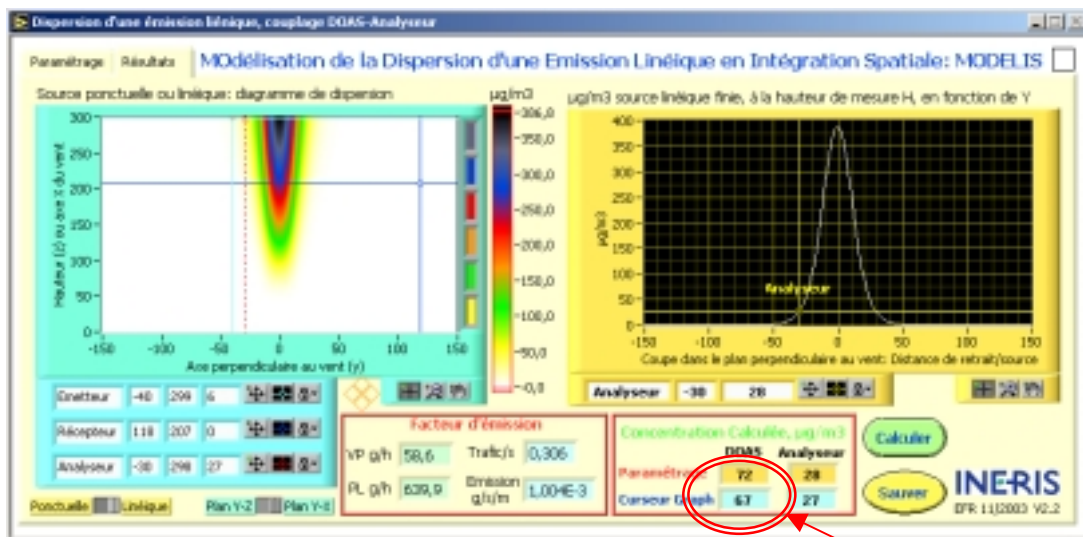
- hauteur stabilisée des émissions : 1,5 m.
- concentration moyenne en NO analyseur sur la période : 170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- hauteur de mesure de l'analyseur : 3 m.
- positionnement de l'analyseur par rapport au centre de la route : 18 m en retrait.
- concentration moyenne en NO DOAS sur la période : 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- hauteur de mesure DOAS : 6 m au-dessus de la route, pour un trajet intégré de 158 m, avec un angle de 45° par rapport à l'axe perpendiculaire à la route.

Afin que le programme fournisse, d'une part, une concentration DOAS calculée qui soit correspondante à la mesure réalisée et, d'autre part, un rapport DOAS/analyseur d'environ 40 %, nous avons effectué les paramétrages suivants :

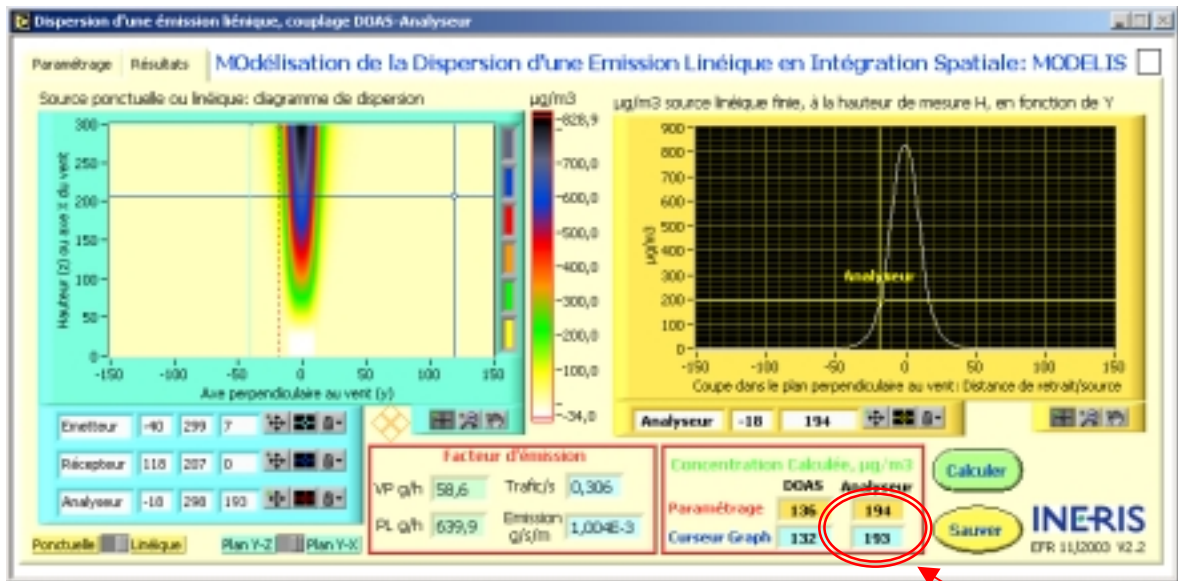
- nombre de véhicules/h: VL = 900/h ; PL=50/h.
- coefficients de dispersion : type rural, distance <1km.
- stabilité atmosphérique : classe E (couche d'inversion proche du lever du soleil).



Paramétrage du modèle pour la période de 7h-9h le lundi 25 mars 2002



Résultats obtenus pour une hauteur de mesure DOAS de 6 m.



Résultats obtenus pour une hauteur de mesure analyseur de 3 m.

Un rapport de concentration de 37 % (DOAS = $72\mu\text{g}/\text{m}^3$, Analyseur = $193\mu\text{g}/\text{m}^3$) a été obtenu pour une classe de stabilité de type E. Or, un régime de type E est caractéristique d'une inversion de température qui génère une très forte stabilité atmosphérique. Ainsi le rapport de concentration DOAS/analyseur évalué à 40 % pour cette période, nous permet de définir la stabilité atmosphérique et donc le facteur de dispersion associé.

De plus, les concentrations calculées ont été obtenues pour un paramétrage du nombre de véhicules très proche de celui prévu à partir des mesures effectuées au niveau du tunnel des Chavants, démontrant, sur la base de cet exemple, que le modèle retranscrit de manière assez conforme la qualité de l'air observée en fonction du trafic constaté.

Par ailleurs, en supposant que les facteurs d'émissions utilisés sont proches de la réalité et que le trafic PL est faible et uniquement local (Tunnel ouvert uniquement au VL), on peut ainsi remonter au nombre de véhicules par heure. Ainsi, on a pu montrer que le trafic du tunnel représente 11% du trafic VL et 0 % du trafic PL et qu'il contribue à hauteur de 7 % sur la concentration mesurée par l'analyseur ou le DOAS. Pour ce faire, nous avons retranché le trafic du tunnel du trafic total.

Néanmoins, ce programme possède des limitations et ne se veut en aucun cas un outil de modélisation précis de la concentration. Il a été développé afin de démontrer l'utilité d'un couplage DOAS/analyseur dans la définition de la stabilité atmosphérique. Ainsi, les données de trafic sont peut être très approximatives. En revanche, le DOAS, en fournissant une mesure intégrée, permet de limiter la dépendance des résultats vis-à-vis des paramètres de dispersion, bien qu'il persiste une très forte dépendance de ces résultats vis-à-vis de la vitesse du vent.

Cet exemple nous a montré que le couplage DOAS-Analyseurs permettait de qualifier les facteurs de dispersion d'une émission linéique en fonction des conditions météorologiques et que les données DOAS ou analyseurs permettaient ensuite de fournir une première évaluation du trafic présent sur le site, avec néanmoins de nombreuses incertitudes sur la valeur obtenue. En revanche, compte tenu du facteur d'émission PL très largement supérieur au facteur d'émission VL, nous allons revenir sur l'utilisation de ce programme lors de l'étude de la seconde campagne DOAS (hiver 2003) où le tunnel était alors réouvert au PL en régime d'alternat.

Cet exemple a permis de définir l'action du trafic du tunnel, en absence de PL et en situation météorologique caractérisée par une inversion de température. Nous allons maintenant nous intéresser à une situation de circulation en alternance, lors d'une situation météorologique instable, telle que celle rencontrée lors de la campagne de DOAS réalisée durant l'hiver 2003.

4.3 APPLICATION A L'ETUDE EN ATMOSPHERE INSTABLE (CAMPAGNE DOAS 2003)

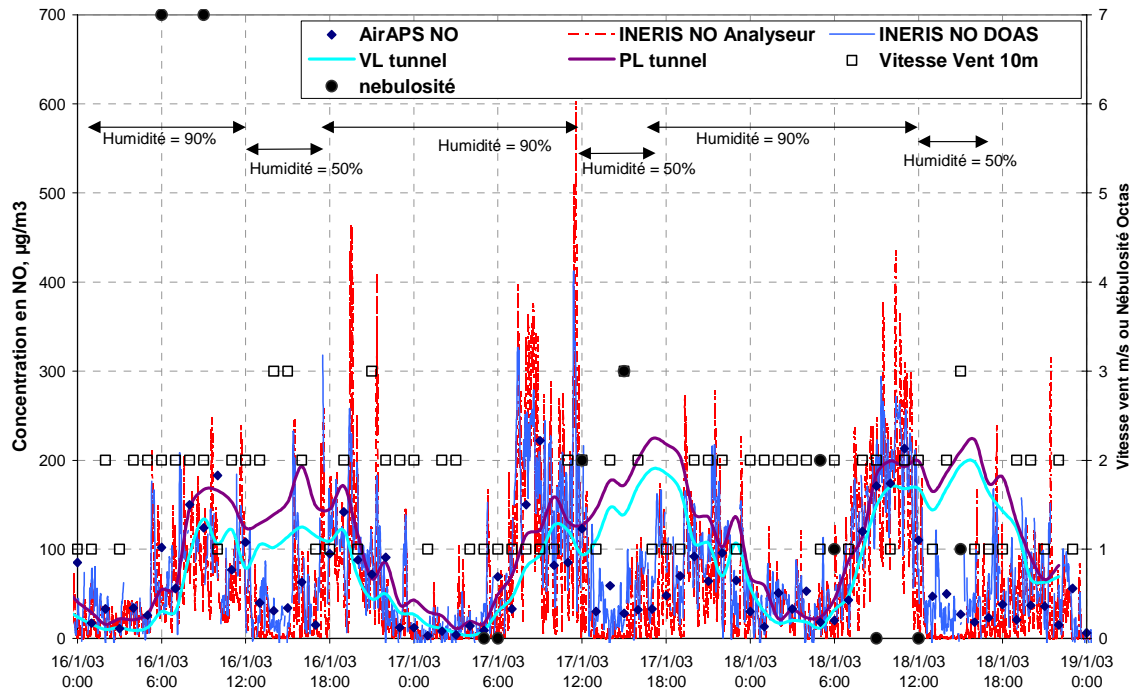
Nous avons choisi une période possédant des conditions météorologiques instables au cours de laquelle un comptage des véhicules a été effectué.

Le paramétrage du modèle devait être effectué en tenant compte des caractéristiques suivantes :

- transport : caractérisé par un trafic local PL+VL ainsi qu'un trafic Tunnel VL+PL en régime d'alternance. Le trafic PL du tunnel est essentiellement du transport international, caractérisé par des véhicules de plus de 11 tonnes. Le trafic local est essentiellement un trafic économique, caractérisé par un nombre de véhicules important le matin et le soir, aux heures dites « de bureau » et caractérisé par un nombre très important de véhicules le week-end (station de ski, location, hôtel).
- topographie : de type rural avec des habitations de faibles hauteurs et un domaine d'étude inférieur à 1 kilomètre..
- météorologie : températures basses, période hivernale caractérisée par des situations d'inversion de températures matinales, puis un ensoleillement important au cours de la journée.
- configuration du site de mesures :
 - le trajet optique DOAS était de 158 m et à une altitude de 6 m au-dessus de la route. Le trajet entre le récepteur et le centre de la route était de 118 m et le trajet optique entre la route et l'émetteur de 40 m, car le positionnement du DOAS avait un angle de 45° par rapport à la normale à la route,
 - l'analyseur AIRAPS était installé à 18m en retrait du centre de la route, à une hauteur de mesure de 3 m et situé 100 m en amont du site DOAS,
 - l'analyseur INERIS était installé au niveau de l'émetteur DOAS, soit donc 30 m en retrait du centre de la route et à une hauteur de 6 m.

Cela nous a permis d'effectuer le paramétrage initial du programme, avec comme inconnue la classe de stabilité atmosphérique et le trafic local entre Chamonix et les Houches. En effet, nous avons obtenu le comptage au niveau du tunnel de Chavant, en aval des Houches. Sur ce comptage doivent donc être retranchés les véhicules se rendant aux Houches et rajoutés les véhicules effectuant le trajet entre les Houches et Chamonix.

En analysant maintenant les données de concentrations mesurées, nous avons vu que le rapport entre les mesures DOAS et analyseur variait au cours de la journée pour le polluant NO. En effet, nous avons constaté que le rapport DOAS/Analyseur était proche de 50 % en matinée, puis tendait vers 100 % au cours de la journée, pour revenir à 50 % en soirée et la nuit. Ces constatations vont nous permettre de définir des classes de stabilité atmosphériques associées.



Graphique générale de concentration, trafic et conditions météorologiques du 1- au 18 mars 2003, Chamonix.

Le graphique ci-après nous permet de définir des situations météorologiques caractéristiques et notamment le jeudi 16 janvier et le samedi 18 janvier 2003 où nous avons eu un ciel très dégagé avec une visibilité de 40 km, des températures basses et une humidité relative ayant une dynamique importante entre 12h et 16h. De plus, le 16 janvier est un jour de semaine, caractérisé par un trafic local dit « de travail » et un trafic standard au niveau du tunnel du Mont Blanc. En revanche, le samedi 18 janvier étant une journée de week-end, on s'attend à avoir un trafic très important en direction de Chamonix (station de ski, location, hôtel).

Afin de vérifier la concordance des mesures avec le programme de calcul d'une émission linéique, nous devons revenir en détail sur la configuration du site.

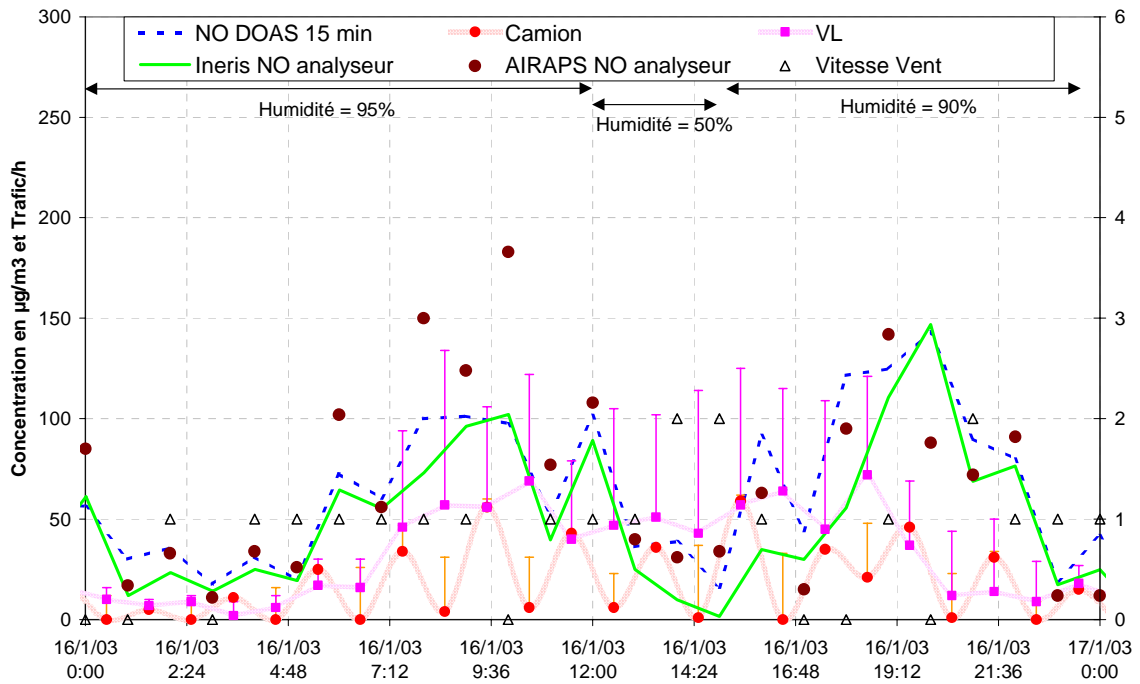
L'analyseur était situé au niveau de l'émetteur et le trajet optique DOAS avait un angle de 45° avec la normale à la route. La distance entre l'analyseur et la route est donc de $40 \cdot \sin(45)$ soit donc 30 m.

Ainsi les caractéristiques des deux points de mesures analyseurs sont les suivantes :

- AIRAPS : distance X de 200 m, hauteur de mesure de 3 m et retrait 18 m par rapport au centre de la route,

- INERIS : distance X de 300 m, hauteur de mesure de 6 m et retrait 30 m par rapport au centre de la route.

4.3.1 Etude du jeudi 16 janvier 2003



Concentration en NO en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, trafic VL/h et VP/h, et conditions météorologiques pour la journée du 16 janvier 2003.

Les données de trafic du graphe ci-dessus correspondent au comptage effectué au niveau du tunnel du Mont Blanc. Les valeurs correspondent au nombre de véhicules dans le sens France-Italie et les barres d'erreur sont le nombre de véhicule dans le sens Italie-France.

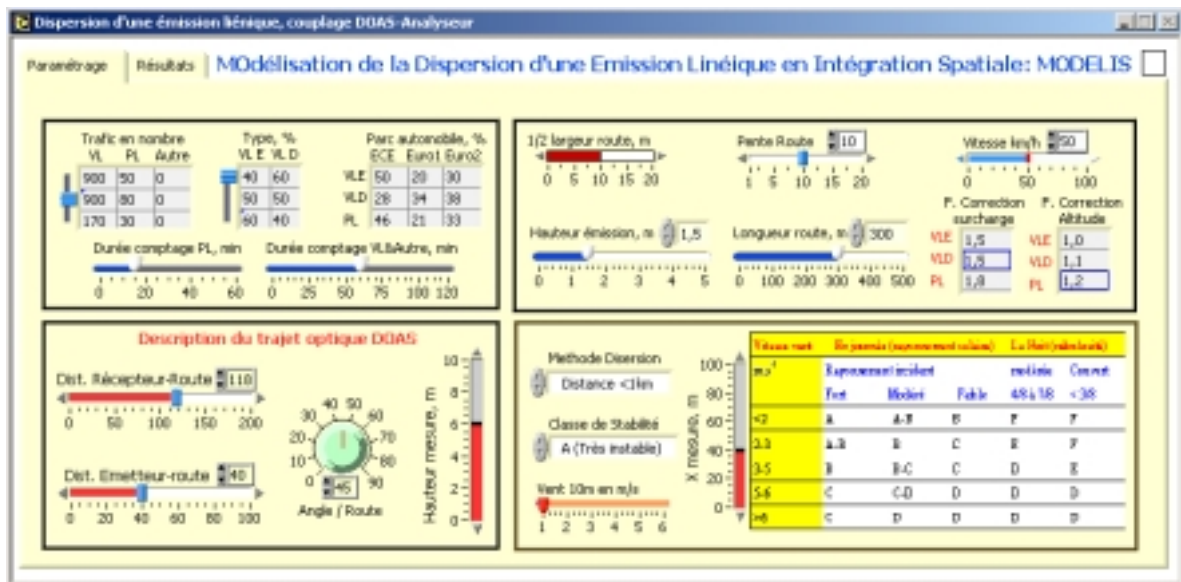
Etudions alors en détail le pic de concentration enregistré entre 9h et 10h du matin. Les caractéristiques sont les suivantes:

- les concentrations en NO du DOAS et de l'analyseur INERIS sont égales: $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$,
- la concentration de l'analyseur AIRAPS est de $183 \mu\text{g}/\text{m}^3$,
- le nombre total de VL ayant emprunté le tunnel est de l'ordre de 110 VL/h,
- le nombre total de PL ayant emprunté le tunnel est de l'ordre de 60 VL/h. Compte tenu du système d'alternat et du déplacement des PL en convoi, ce comptage doit faire apparaître un regroupement des PL sur une période de l'ordre de 15 minutes, comme le montrent les mesures obtenues sur des intégrations temporelles de 1 minute,
- la vitesse du vent était très faible (1 m/s) et l'on est déjà à une heure avancée de la journée (plusieurs heures après le lever du soleil). De plus le ciel est dégagé et le rayonnement incident est fort car la visibilité est très importante. On devrait donc se trouver dans une classe de stabilité de A ou B,

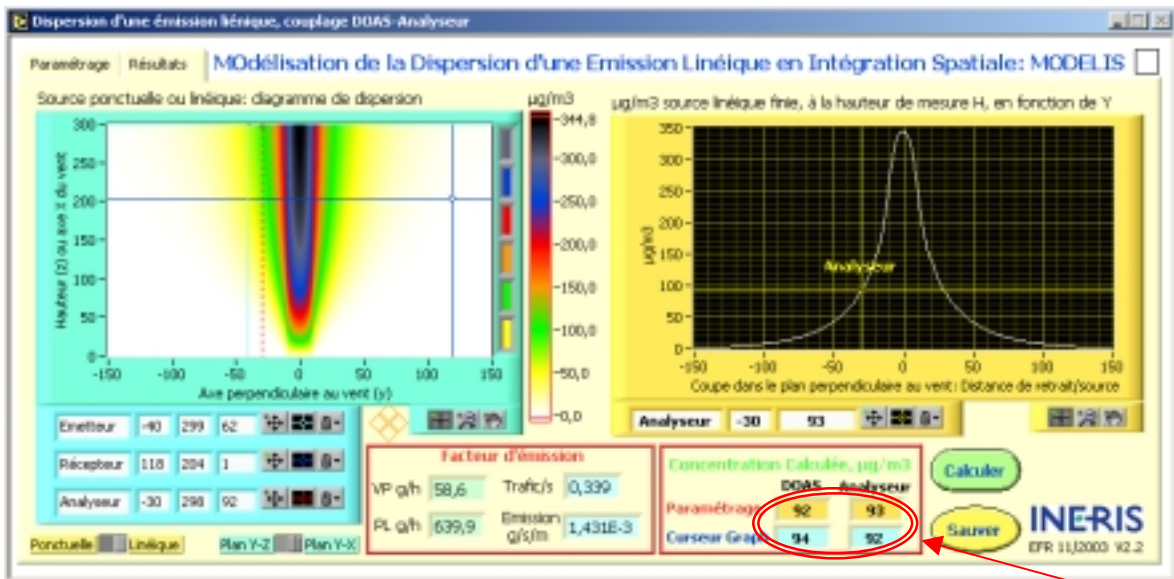
- le trafic local est difficile à évaluer car nous ne possédons pas de données. Néanmoins, nous sommes un jeudi et nous pouvons extrapoler les données obtenues en aval des Houches (Tunnel des Chavants). Pour cette période, le trafic total est d'environ 1000 Véhicules/h, avec une part du trafic PL égale à 8 % soit de l'ordre de 70 PL/h. Sur ce nombre total de véhicules, nous pouvons supposer qu'au minimum 80 % des VL vont à destination de Chamonix, soit donc 750 VL/h et que la quasi totalité des PL vont en direction de Chamonix. Or le comptage du tunnel nous fournit 110 VL/h et 60 PL/h. Ainsi, on s'attend donc à avoir un trafic local d'environ 640 VL/h et 20 PL/h. On retrouve donc bien le trafic PL obtenu durant l'hiver 2002,
- compte tenu de la période qui intègre des véhicules dans le sens de la montée ainsi que de la descente, nous appliquerons un facteur de correction unitaire sur les émissions (altitude, déclivité, surcharge). Pour ce faire, nous utiliserons les résultats obtenus dans la littérature (COPERT III, MEET/COST, CETU) :
 - déclivité de la route de 10 % et vitesse d'environ 50 km/h au niveau du site,
 - facteur de surcharge et d'altitude de 60 % pour les VLD et 40 % pour les VLE,
 - facteur de surcharge et d'altitude de 100 % pour les PL car il s'agit de PL en transit international, donc équipés de moteur de très forte puissance.

Nous avons obtenu des concentrations calculées proches de celles mesurées, pour le paramétrage suivant :

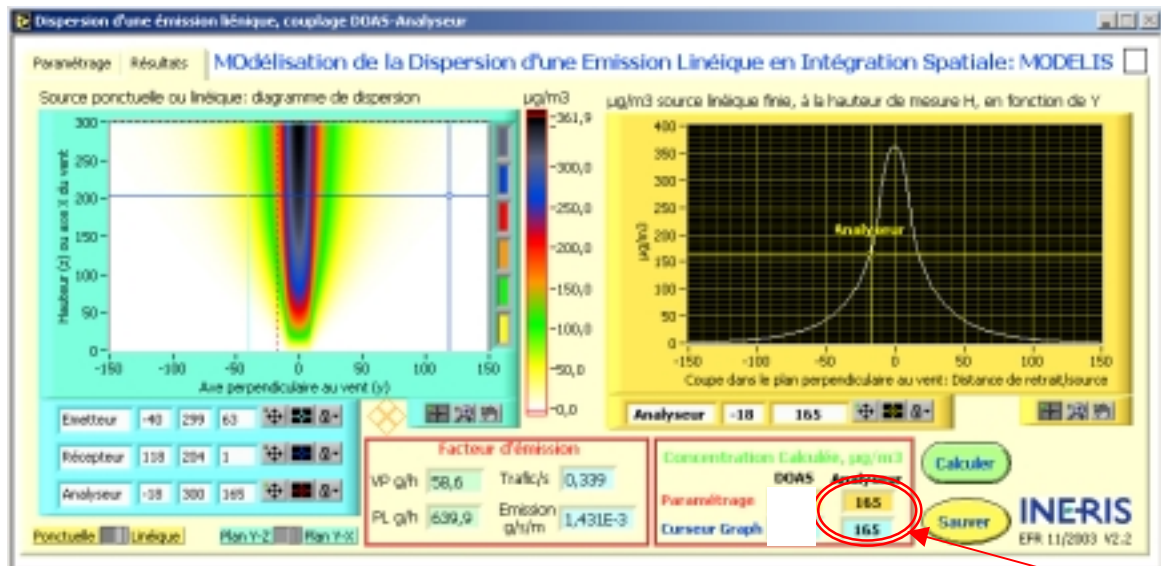
- trafic : 900 VL :h et 80 PL/h, donc peu éloigné de celui supposé,
- classe de stabilité de type A, permettant d'obtenir un rapport DOAS/Analyseur_INERIS proche de 1.



Paramétrage pour le jeudi 16 janvier 2003 à 10h du matin



Concentrations DOAS et Analyseur-INERIS, calculées à partir des paramètres précédents

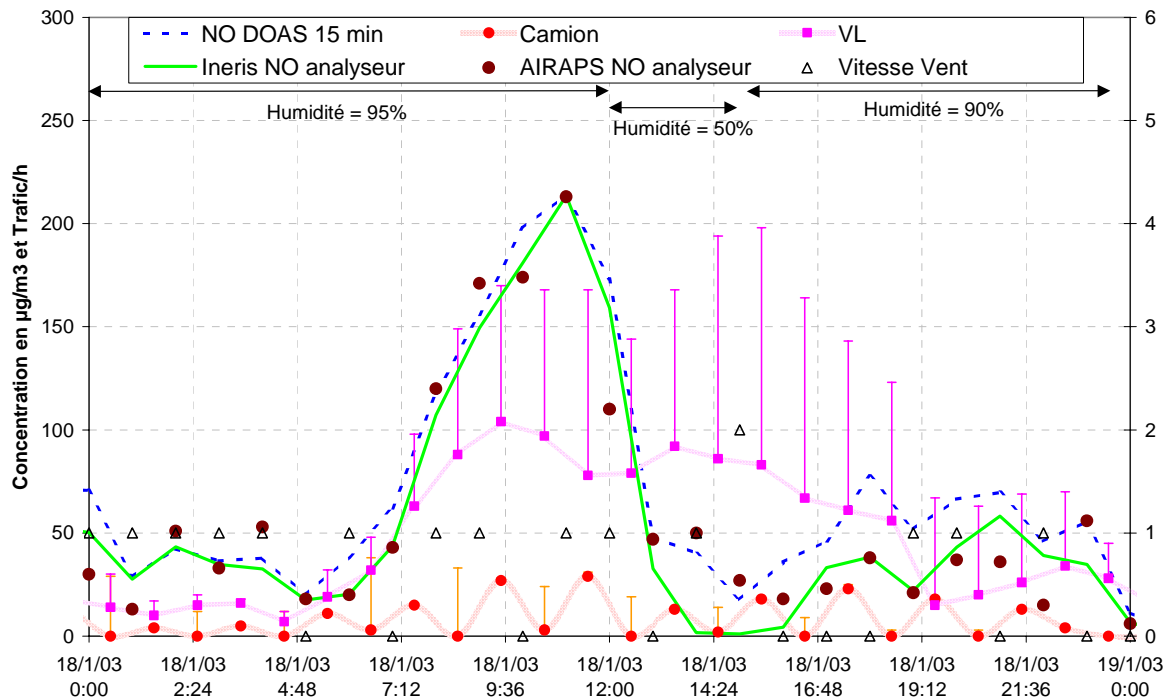


Concentration analyseur AIRAPS, calculée à partir des paramètres définis précédemment

On constate alors un très bon accord entre les concentrations calculées et les concentrations mesurées, avec des rapports DOAS/analyseurs qui sont conservés. Ainsi, la stabilité atmosphérique était donc bien de classe A. Pour une classe de stabilité B, nous aurions obtenu un rapport de concentration DOAS/Analyseur légèrement supérieur avec une concentration DOAS de $122 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ et une concentration de l'analyseur INERIS de $112 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. En revanche la concentration de l'analyseur AIRAPS aurait été bien supérieure ($260 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Ainsi, cet exemple nous permet de confirmer que l'étude des mesures obtenues par le DOAS et les deux analyseurs, permet de caractériser très précisément les facteurs de dispersion présents durant cette période.

Par ailleurs, cela nous permet alors de fournir une première évaluation de la contribution du tunnel sur la qualité de l'air. Ainsi, le trafic au niveau du tunnel, qui représente 17 % des VL et 75 % des PL, contribue à hauteur de 65 % sur la concentration en NO mesurée. Il s'agit bien évidemment de résultats préliminaires, qui nécessitent d'être confirmés par des études spécifiques, telle que celle engagée dans le programme POVA coordonnée par AIRAPS et le LGGE.

4.3.2 Etude du samedi 18 janvier 2003



Concentration en NO en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, trafic VL/h et VP/h, et conditions météorologiques pour la journée du 18 janvier 2003.

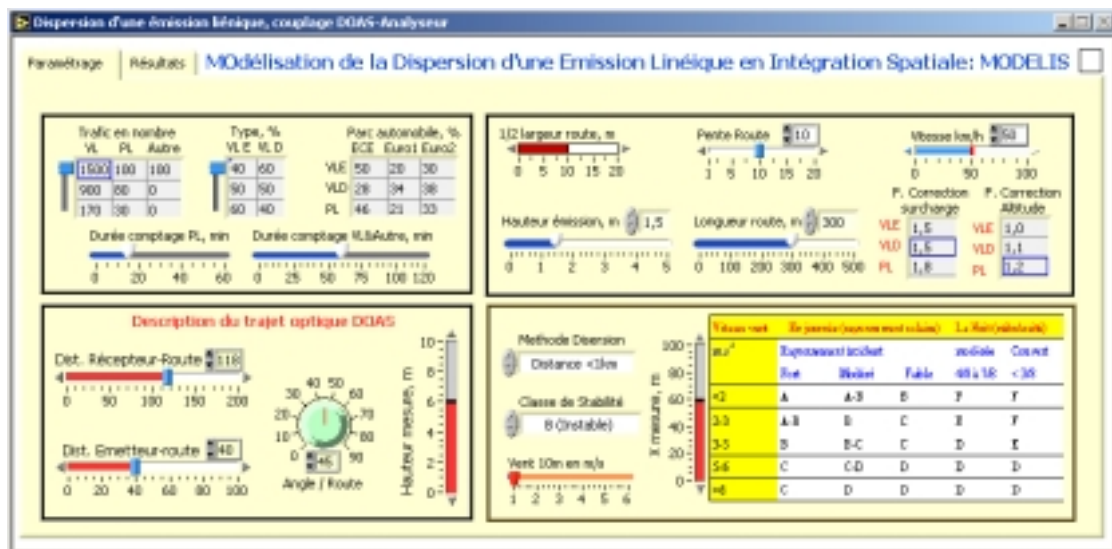
Les données de trafic du graphe ci-dessus correspondent au comptage effectué au niveau du tunnel du Mont Blanc. Les valeurs correspondent au nombre de véhicules dans le sens France-Italie et les barres d'erreurs correspondent au nombre de véhicule dans le sens Italie-France.

Etudions alors en détail le pic de concentration enregistré à 11h du matin. Les caractéristiques sont les suivantes:

- les concentrations en NO du DOAS et des 2 analyseurs sont égales : $213 \mu\text{g}/\text{m}^3$,
- le nombre total de VL ayant emprunté le tunnel est de l'ordre de 170 VL/h,
- le nombre total de PL ayant emprunté le tunnel est de l'ordre de 30 VL/h,
- la vitesse du vent était faible (1 m/s), le ciel était dégagé et le rayonnement incident était fort car la visibilité était très importante. On devait donc se trouver dans une classe de stabilité de type A ou B,

- le trafic local est difficile à évaluer car nous ne possédons pas de données au niveau immédiat du site de mesure. Néanmoins, nous sommes un samedi, journée importante de transit hebdomadaire et nous pouvons, dans une première approximation, extrapoler les données obtenues en aval des Houches (Tunnel des Chavants). On constate alors que le nombre de véhicules/h est d'environ 1700 entre 10h et 12h, avec une part du trafic PL égale à 6 % soit de l'ordre de 100 PL/h et constitué de véhicules >9m. Sur ce nombre total de véhicules, nous pouvons supposer que la quasi totalité des VL et de PL vont en direction de Chamonix. Or le comptage du tunnel nous fournit 170 VL/h et 30 PL/h. Ainsi, on s'attend donc à avoir un trafic local d'environ 1500 VL/h, 100 PL/h et 100 Autres/h, soit donc très largement supérieur à celui enregistré en cours de semaine,
- compte tenu de la période hivernale, de l'altitude, de la déclivité d'environ 10 % à ce niveau de la vallée et de la probable surcharge des PL en transit ou des VL en transit (location, stations ski), on peut raisonnablement des facteurs de corrections sur les émissions unitaires de l'ordre de 50-60 % pour les VL et de 100 % pour les PL (Joumard, INRETS 1990; Marsault & Carlotti, CETU 2002).

Le paramétrage du modèle était donc le suivant :

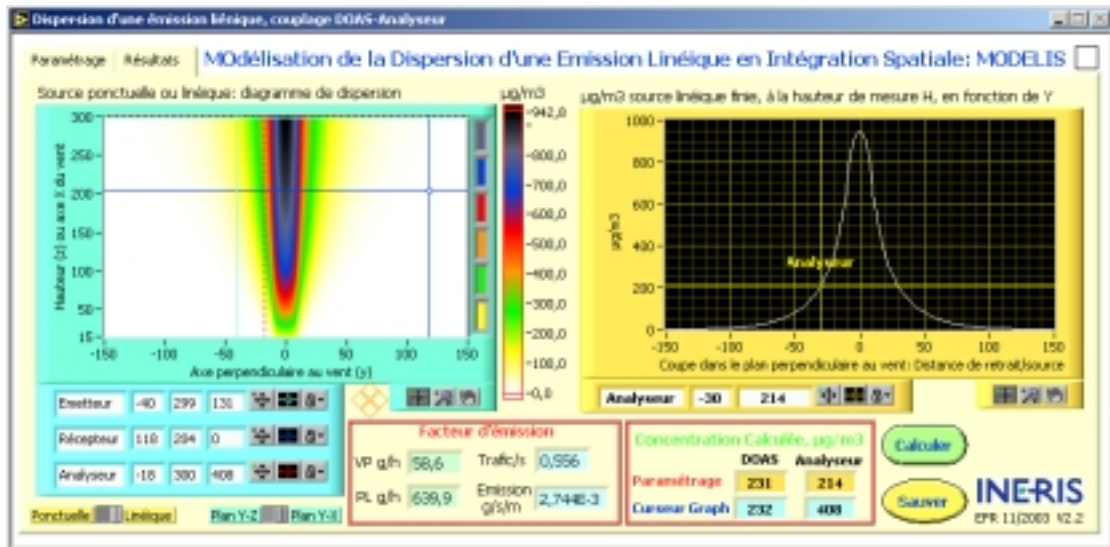


Paramétrage du modèle, pour l'étude de cas du Samedi 18 janvier 2003 à 11h

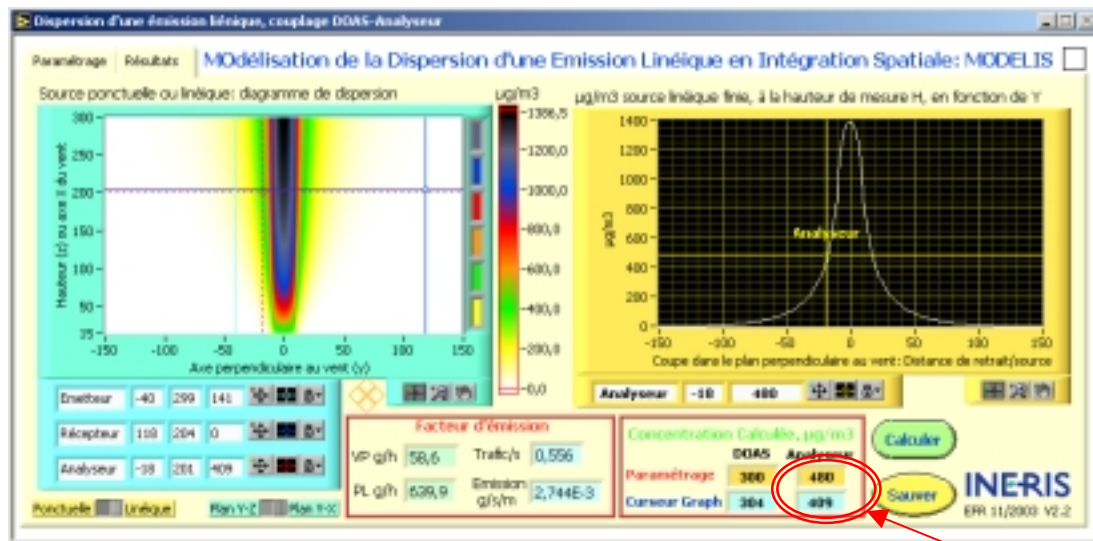
En imposant une classe de stabilité de type B et le comptage de véhicule défini précédemment, nous obtenons alors des concentrations calculées proches de celles mesurées avec un rapport de concentration DOAS/Analyseur_INERIS proche de 1 : concentration calculée du DOAS égale à 231 $\mu\text{g.m}^{-3}$ et concentration calculée de l'analyseur INERIS égale à 214 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Ainsi, cet exemple nous permet de montrer que le trafic du tunnel du Mont Blanc, qui représentait 30 % du trafic PL et environ 16 % du trafic VL au niveau du site de mesure durant cette période, a contribué à hauteur de 18 % sur la concentration en NO mesurée.

En revanche, la concentration calculée de l'analyseur AIRAPS était très largement supérieure à celle mesurée, et ce, quelle que soit la classe de stabilité choisie. Or, à proximité immédiate des véhicules, il peut exister des effets turbulents susceptibles de modifier fortement la dynamique locale du panache, lorsque le trafic devient dense. Or ces effets ne sont pas pris en compte dans ce programme.

Néanmoins, comme décrit dans l'annexe C, la comparaison de MODELIS avec d'autres outils (CAL3QCH et ADMS) qui intègrent des effets turbulents, montre que la prise en compte de ces effets influe sur les résultats obtenus sur ou au bord de la route. Cette mise en comparaison a également permis de montrer l'influence des coefficients de dispersion empiriques sur les concentrations calculées. Or ces coefficients sont sans peu adaptés au site considéré et nécessiteraient une étude plus approfondie, couplant LIDAR-DOAS et analyseurs, visant à les quantifier très précisément pour cette topographie particulière.



Concentrations DOAS et Analyseur INERIS, calculée à partir des paramètres définis précédemment et notamment une hauteur de mesure de 6 m



Concentration analyseur AIRAPS, calculée à partir des paramètres définis précédemment et notamment une hauteur de mesure de 3 m situé à 18 m en retrait du centre de la voie.

Néanmoins, ce type de modélisation, bien que possédant des limitations, permet de montrer que lorsque le trafic devient très important, des effets turbulents peuvent se mettre en place et modifier très fortement la dispersion d'une émission linéique en champ proche. De ce fait, la représentativité spatiale d'une telle mesure réalisée à proximité immédiate d'une voie routière semble décroître au fur et à mesure que le trafic et la turbulence augmentent.

5. SYNTHÈSE GÉNÉRALE ET RETOUR D'EXPÉRIENCE

5.1 COMPLÉMENTARITÉ DOAS-ANALYSEUR

Des exemples ci-dessus et, d'une manière générale de l'ensemble de ces deux campagnes, nous retiendrons que coupler un analyseur et un DOAS peut présenter des redondances pour certains polluants tel que l'ozone, mais qu'il permet également, pour d'autres polluants tel que le NO, d'accéder à une information importante sur la stabilité atmosphérique.

Ainsi, nous avons quantifié l'influence du trafic PL du tunnel du Mont Blanc sur la qualité de l'air environnant, en semaine où il est très fortement majoritaire (50 à 75 %), mais également le week-end où, bien que la part de trafic soit faible, son influence reste néanmoins de l'ordre de 20 %.

Néanmoins, ces résultats d'influence du trafic PL sur la qualité de l'air ont été obtenus avec un outil de modélisation simpliste. Bien que la classe de stabilité et de ce fait les facteurs de dispersion aient pu être déterminés précisément en utilisant le rapport de concentration DOAS/Analyseur, les calculs de concentrations obtenus restent néanmoins très approximatifs. Il serait donc important de pouvoir accéder à une information précise du nombre de véhicules/h au niveau du site de mesure et de la vitesse du vent car cela permettrait ainsi d'invalider ou de confirmer ces résultats préliminaires.

Par ailleurs, le choix de la classe de stabilité atmosphérique à partir de l'étude du rapport des concentrations mesurées, nécessite un contrôle qualité important sur les données et notamment une optimisation du fonctionnement des différents instruments. Ces deux campagnes nous ont en effet permis de mettre en évidence les contraintes à respecter lors de l'installation d'instruments de types DOAS décrit ci-après.

5.2 DÉFINITION DES CONTRAINTES D'INSTALLATION DE DOAS

Le retour d'expérience de ces deux campagnes de mesures a permis de définir les principales contraintes liées à l'installation et à l'exploitation des DOAS.

5.2.1 Matériel nécessaire à l'installation d'un DOAS.

Afin que l'installation d'un DOAS s'effectue dans des conditions optimales, il est nécessaire de veiller à posséder le matériel suivant :

- équerres de fixation de la lampe et du récepteur. Elles seront en métal, d'une épaisseur de l'ordre de 1 cm afin d'accéder à une bonne stabilité mécanique. A défaut, des cabines d'analyseurs pourront être utilisées comme support, lorsque le trajet optique restera inférieur à 200 m. La fixation de la lampe ou du récepteur sur la ou les cabines devra alors être réalisée au moyen de joints en caoutchouc (silentbloc) afin que les éventuelles vibrations de la cabine ne modifient pas l'alignement du DOAS.
- le cas échéant, une cabine permettant de protéger l'ordinateur des intempéries. Il n'est pas nécessaire que cette cabine soit climatisée. En revanche, elle devra se situer à une distance inférieure à 50 m du site du récepteur.

- télémètre laser permettant la détermination précise du trajet optique. Son utilisation reste néanmoins très épisodique. L'INERIS, qui possède un instrument de ce type, peut le mettre à disposition des AASQA pour des besoins occasionnels. A titre d'information le coût de cet instrument est de l'ordre de 1000 euros.
- système de communication de type Talky-Walky lors de l'alignement du DOAS. Son utilisation reste également épisodique. L'INERIS, qui possède un instrument de ce type, peut le mettre à disposition des AASQA pour des besoins occasionnels. A titre d'information le coût de cet instrument est de l'ordre de 1500 euros.
- une trousse à outils équipée notamment de clefs octogonales et de clefs plates.
- une lampe de rechange et des gants en latex lors du changement éventuel de la lampe.

5.2.2 Servitudes électriques sur les sites émetteur et récepteur.

Ces servitudes électriques sont standards (16A, 220V) et doivent être présentes sur les sites émetteur et récepteur. Néanmoins, elles devront être munies d'onduleurs d'isolement standards (750 W, 15 minutes). En effet, toute micro-coupure peut entraîner un dysfonctionnement de l'émetteur et donc une intervention humaine pour sa remise en service. Par ailleurs, de telles micro-coupures peuvent endommager l'émetteur (la lampe ou son alimentation).

Il est important d'utiliser un onduleur sur les sites émetteur et récepteur pour plusieurs raisons :

- il permet d'éviter la mise en défaut de la lampe en cas de microcoupure et donc la nécessité d'une intervention humaine pour sa remise en service.
- il permet de protéger l'alimentation et la lampe d'arrêts intempestifs, pouvant entraîner l'apparition d'humidité et donc leur détérioration lors de leur remise en service.
- il permet d'éviter tout arrêt brutal de l'ordinateur de contrôle, qui nécessite, dans certaine configuration logiciel, une intervention humaine pour sa remise en service.
- il permet enfin d'éviter une perte de contrôle du récepteur et donc la nécessité d'effectuer un réalignement général de l'appareil.

Le coût d'un onduleur standard, qui est de l'ordre de 150 euros, est très largement inférieur au coût d'une lampe ou d'une alimentation

5.2.3 Trajet optique optimisé en fonction du polluant mesuré

On privilégiera un trajet optique de 150 à 250 m pour la surveillance des polluants NO, NO₂, Ozone, SO₂. En revanche, on choisira un trajet optique de 300 à 400 m pour la surveillance des polluants NO₂, SO₂, Ozone, Benzène et Toluène.

D'une manière générale on retiendra que la mesure du NO₂, du SO₂ et de l'Ozone, peut être effectuée pour des trajets optiques courts (150 m) ou long (400 m). Néanmoins, l'incertitude associée est d'autant meilleure que le trajet est long.

De même, la mesure du NO nécessite un trajet court (forte atténuation du signal car analyse effectuée sur un domaine spectral situé vers 210 nm). A contrario la mesure du benzène ou du toluène nécessite des trajets longs (grande intégration spatiale compte tenu de leur faible absorption des rayonnements issus de la lampe).

On constate donc l'impossibilité d'une surveillance en simultané des polluants NO et BTEX car ils nécessitent des trajets optiques très différents. Cette contrainte peut néanmoins être contournée en utilisant deux sites émetteurs car le récepteur SANOA, qui est motorisé, autorise la mesure successive de plusieurs trajets optiques.

5.2.4 Stabilité mécanique du site émetteur

Il est crucial de veiller à garantir une stabilité complète de l'émetteur. En effet, toute variation thermique ou mécanique entraînant une déformation du support de l'ordre de 1 mm se traduit par une déviation du faisceau lumineux de plusieurs dizaines de cm à 300 m, induisant une perte totale du signal. Ainsi, par exemple, des installations au sommet de pylônes électriques ou d'éclairage ou sur des bâtiments ayant une armature métallique sont à proscrire. On devra également veiller à ce que les fondations soient en zone hors-gel, à savoir à une profondeur de 80 à 150 cm, suivant les régions.

En effet, le premier site émetteur retenu était une dalle de 2 tonnes installée à une profondeur de 80 cm. Or cette dalle a subi des variations mécaniques de plus de 5 cm au cours des périodes de gel/dégel, entraînant de ce fait une perte totale de l'alignement.

5.2.5 Taux d'absorption du trajet optique

Il convient de s'assurer de l'absence de feuillage ou branchage le long du faisceau, car ils détériorent fortement le rapport signal/bruit et donc la qualité des mesures. En effet, lors du printemps, nous avons eu une détérioration de la qualité des mesures NO car des feuillages masquaient épisodiquement le trajet du faisceau. Dans ce cas, le taux de lumière collectée devient réduit et peut entraîner une perte partielle de données.

5.2.6 Accès aux sites émetteur et récepteur

Il est important de pouvoir accéder occasionnellement à l'émetteur pour des actions de réglage (focalisation, alignement) ou de maintenance (changement de la lampe).

A titre d'exemple, nous sommes intervenus sur le site émetteur durant la première semaine de mesure, puis occasionnellement 4 fois durant la campagne. Ces interventions ont été effectuées principalement la nuit afin de vérifier l'alignement.

De même, un accès très occasionnel est à prévoir au niveau du récepteur, notamment pour le calibrage sur site de l'instrument ou la vérification de son fonctionnement. En revanche un accès régulier est nécessaire au poste de contrôle du DOAS, qui peut être déporté de 50 m vis-à-vis du site récepteur. On conseillera de prévoir une mini-cabine permettant l'installation de l'ordinateur de contrôle, sans pour autant qu'elle soit climatisée.

On retiendra qu'il reste nécessaire d'accéder aux sites, notamment en période nocturne.

5.2.7 Stabilité du site récepteur

La stabilité mécanique et thermique du récepteur est moins importante car il possède un système de réalignement automatique. Néanmoins, plus grande sera la stabilité du récepteur, meilleur sera le taux de données validées. Par ailleurs, le réalignement automatique, qui doit être configuré préalablement, entraîne une perte de données occasionnelle. Il ne devra donc être configuré que si la stabilité du récepteur n'a pu être optimisée.

A titre d'information le récepteur a été installé sur un balcon en bois, donc avec une stabilité non optimisée. Par ailleurs, nous n'avons pas programmé de réalignement automatique. Néanmoins, aucun désalignement du récepteur n'a été constaté.

5.2.8 Orientation du trajet optique

Il convient d'orienter, si possible, le trajet optique de manière à éviter que le récepteur « regarde » le soleil. Le rayonnement solaire induit de fortes perturbations sur la mesure du NO₂ car l'analyse de ce polluant est effectuée sur une gamme spectrale proche du domaine visible. On retiendra que l'on doit s'attendre à une absence de données NO₂ lorsque le soleil est dans l'axe du trajet optique à $\pm 15^\circ$ car il entraîne une augmentation du bruit de fond et donc une baisse du rapport signal/bruit de la mesure.

5.2.9 Influence des particules sur la mesure du NO₂

Il est important de rappeler que de fortes concentrations en aérosols (brouillard, émissions, smog) peuvent induire un biais sur la mesure du polluant NO₂. Supprimer ce biais est néanmoins possible, mais nécessite un post-traitement manuel important des données, non décrit dans le manuel d'utilisation. Il est donc conseillé de s'éloigner des sources d'émission (latéralement ou en altitude) afin de limiter cette contrainte. Typiquement, pour un trafic normal 10 000 à 20 000 véhicules/jour on conseillera un éloignement latéral d'environ 10 m et une hauteur entre 5 et 15 m. De même, on recommande, si possible, d'éviter la proximité immédiate de parois le long du faisceau compte tenu des émissions de particules qu'elles génèrent.

5.2.10 Configuration informatique du poste de contrôle du DOAS

Il est important de veiller à ce que le logiciel de pilotage du DOAS soit toujours en tâche principale et qu'en aucun cas un autre programme ne demande une validation utilisateur. Ainsi il est nécessaire de veiller à se placer en configuration horaire TU et d'annuler la prise en charge informatique du changement d'heure été/hiver. D'une manière générale, il est préférable qu'aucun autre programme ne fonctionne en tâche de fond, lorsque le logiciel de contrôle du DOAS est en cours d'exécution.

5.3 APPLICATIONS D'UN COUPLAGE DOAS - ANALYSEURS

Nous avons constaté que le couplage des mesures du DOAS avec les analyseurs permettait d'augmenter le degré d'information d'une grandeur physique et notamment de définir les facteurs de dispersion d'une émission linéique ou ponctuelle en fonction des conditions météorologiques. Néanmoins on a également montré que la mesure d'ozone était identique sur les deux appareils et que, si elle permettait de confirmer la qualité des données DOAS, elle était redondante avec la mesure ponctuelle. Ce retour d'expérience nous permet donc de définir l'éventuelle complémentarité qui existe entre des mesures intégrées dans l'espace et des mesures ponctuelles, en fonction du type d'étude effectué.

5.3.1 Étude de trafic ou étude en zone urbaine ou péri-urbaine

Nous avons constaté une correspondance exacte des mesures O_3 et SO_2 , soulignant ainsi la qualité des données DOAS, mais également la redondance de ces instruments. Néanmoins, il est à souligner que cette étude a été réalisée en période hivernale donc en absence de forte réactivité de l' O_3 . Par ailleurs, nous avons constaté des dynamiques très différentes entre les instruments pour les polluants NO et NO_2 , soulignant ainsi la complémentarité de ces mesures. En effet, nous avons mis en évidence que de tels couplages DOAS-analyseurs permettaient alors de mettre en évidence l'influence d'une émission sur son environnement. Ainsi, on retiendra que le couplage DOAS-Analyseurs permet notamment de mieux caractériser les émissions linéiques et leur dispersion et que le DOAS fournit une information plus pertinente de la qualité de l'air à l'échelle des populations riveraines.

5.3.2 Étude en zone rurale

En absence de trafic au niveau du site de mesures, les niveaux rencontrés étaient proches des niveaux de fond. On a alors constaté que la mise en comparaison de données montrait une correspondance exacte entre les instruments pour les polluants O_3 et SO_2 , confirmant ainsi la redondance de ces mesures. En revanche, la mise en comparaison des données NO_x et notamment NO a montré que les limites de détection instrumentales du DOAS étaient généralement supérieures aux niveaux rencontrés. Dans le cadre d'une étude multi-polluants en zone rurale, on privilégiera donc des mesures ponctuelles car elles sont représentatives puisque l'homogénéité atmosphérique est grande, mais également parce qu'elles sont d'une précision plus importante, notamment pour le polluant NO .

6. CONCLUSION GENERALE

Dans le cadre de nos missions LCSQA relatives aux instruments DOAS, nous avons convenu d'effectuer une campagne DOAS orientée sur une étude de modulation de trafic. Pour ce faire, nous avons réalisé une campagne de mesures étalée sur deux années, lors de la réouverture du tunnel du Mont Blanc. En effet, la vallée de Chamonix possède une configuration optimale de modulation de trafic. La fermeture du tunnel du Mont Blanc a entraîné une chute très importante du flux de véhicules circulant dans la vallée. Par exemple, le trafic quotidien des poids lourds était de 2 500 PL par jour avant sa fermeture. Par ailleurs, sa réouverture a été effectuée en plusieurs étapes : uniquement les VP/VL, puis également les PL ayant un faible tonnage, puis l'ensemble des PL en alternance et enfin les PL sans politique d'alternance. Néanmoins, cette réouverture en plusieurs étapes ne nous a pas permis de remplir nos objectifs en 2002. Nous avons donc réalisé une seconde campagne, dans le cadre du programme LCSQA, en collaboration avec l'étude POVA, qui visait à quantifier l'action d'une modulation de trafic sur la qualité de l'air dans les vallées de Chamonix et de la Maurienne.

Notre DOAS, qui était installé au dessus de la nationale N205 permettant d'accéder à Chamonix et au tunnel du Mont Blanc, a fonctionné de janvier à mai 2002 puis de janvier à mars 2003. Il était couplé à des analyseurs ponctuels installés en différents points le long de cette route. Les polluants suivis étaient l'Ozone, le NO, le NO₂, le SO₂ avec un trajet optique de 158 m, optimisé pour le suivi du polluant NO. Compte tenu de ce trajet optique très court et des limites de détection instrumentales dans cette configuration, les résultats obtenus sur les polluants Benzène et Toluène ont été associés à des incertitudes trop élevées pour être utilisables dans le cadre de cette étude.

La vallée de Chamonix, de par ses conditions météorologiques rudes, nous à tout de même apporté de nombreuses contraintes. Mises en évidence durant l'hiver 2002, elles nous ont permis d'obtenir un retour d'expérience important sur l'installation d'un DOAS et nous ont donc permis d'accéder à une très bonne qualité des données lors de la seconde campagne DOAS réalisée durant l'hiver 2003 en parallèle de l'étude POVA, mais également lors de la campagne DOAS réalisée sur l'aéroport de Lyon Saint-Exupéry durant l'hiver 2003.

Cette étude nous a, dans un premier temps, permis d'établir quelles étaient les contraintes essentielles liées à l'installation et à l'exploitation d'instrument de type DOAS, dans le cadre de campagnes de mesures. On a ainsi mis en évidence l'importance de la stabilité mécanique des points émetteur et récepteur, mais également la nécessité de configurer le trajet optique en fonction des polluants à détecter. Par ailleurs, d'autres contraintes ont été mises en évidence telle que la stabilité de l'alimentation électrique et du poste de contrôle informatique. Le respect de ces contraintes nous a ensuite permis de garantir des mesures DOAS de très bonne qualité, avec des taux de fonctionnement ou de données validées optimisées. Nous avons ainsi pu démontrer la qualité des mesures NO, NO₂ et Ozone du DOAS et notamment la corrélation qui existait entre ces données et d'autres obtenues par des techniques de mesures ponctuelles.

Une optimisation de la qualité de ces données a également été obtenue par des calibrages successifs de l'appareil et notamment un calibrage sur site en cours de campagne. Néanmoins cette technique nécessite d'être optimisée et que son rendu opérationnel doit encore être amélioré.

Une fois démontrée la qualité des données DOAS, nous avons évalué la complémentarité des instruments DOAS avec des analyseurs ponctuels. Nous avons ainsi mis en évidence que le couplage entre un DOAS et un analyseur permettait de quantifier les facteurs de dispersion d'une émission ponctuelle ou linéique et donc la stabilité atmosphérique, paramètre fondamental dans la description de la dispersion atmosphérique et de l'impact local des émetteurs. Nous avons également démontré que si cette complémentarité est fondamentale pour les polluants NO et NO₂ qui possèdent une forte hétérogénéité atmosphérique, elle n'est pas nécessairement utile pour le polluant Ozone où les valeurs mesurées par les deux instruments sont généralement équivalentes.

En étudiant plus en détail la complémentarité DOAS-Analyseur pour le polluant NO, nous avons ainsi pu quantifier l'apport de ce couplage dans la compréhension de la stabilité atmosphérique et de l'effet d'une émission sur la qualité de l'air environnante. En effet, par le développement d'un programme spécifique de dispersion d'une émission linéique (MODELIS) utilisant les données DOAS et analyseur, nous avons pu donner une première évaluation de l'influence du trafic PL sur la qualité de l'air environnante. Cela nous a permis de mettre en évidence que le trafic lié au tunnel peut présenter une influence supérieure à 50 % en semaine et de l'ordre de 20 % le week-end, sur la concentration en polluant NO.

Néanmoins, compte tenu des nombreuses limitations de ce programme et des approximations qui ont été effectuées, il est nécessaire de valider ces premiers résultats par une analyse plus spécifique, telle que celle en cours dans le cadre du programme POVA. Par ailleurs, la mise en comparaison de MODELIS avec d'autres outils disponibles (CAL3QCH et ADMS) a permis de souligner l'influence des coefficients de dispersion horizontaux et verticaux sur les concentrations calculées et donc la nécessité de les connaître aussi précisément que possible. Cela a permis de renforcer l'apport du couplage DOAS-Analyseur dans la qualification de la stabilité atmosphérique et plus généralement l'importance d'outils dans la quantification des effets turbulents locaux et des coefficients de dispersion horizontaux et verticaux.

Finalement, ces campagnes de mesures DOAS ont permis, d'une part, de quantifier les contraintes d'installation de ce type d'instrument et, d'autre part, de démontrer leur apport essentiel dans la compréhension de l'influence d'une modulation de trafic sur la qualité de l'air environnante.

7. LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation précise	Nb/N°pages
A	Résultats des calibrages DOAS	5/ P. 49
B	Description du programme MODELIS	14/ P. 54
C	Comparaison : MODELIS, ADMS et CAL3QCH	6/ P. 68

ANNEXE A : CALIBRAGE DU DOAS SANOVA ENV. SA.

SANOVA
Feuille de vérifications métrologiques

Conditions de référence

N° de série Version VisionAIR

Localisation Date

Conditions de vérification

Distance de mesure: L= m

Facteur de conversion
de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ppm

Constituant

$$Fc = (Mw * 12194.3) / (273.15 + T2)$$

Masse molaire: Mw= g/mol

$$Fc =$$

Concentration talon: C= ppm

Résultats de mesures

	t_1	t_2	t_3
Heure	<input type="text" value="16:21"/>	<input type="text" value="16:51"/>	<input type="text" value="17:18"/>

	t_1	t_2	t_3
Gas	<input type="text" value="Air Zéro"/>	<input type="text" value="NO2"/>	<input type="text" value="Air Zéro"/>

	t_1	t_2	t_3
Températures: T=	<input type="text" value="5"/> °C	<input type="text" value="5"/> °C	<input type="text" value="5"/> °C

	t_1	t_2	t_3
Concentrations mesurées: C=	<input type="text" value="-7,45"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="359"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="-8,64"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Traitement des résultats

Stabilité relative de la pollution de fond $Sr = 100 \times (C_3 - C_1) / C_2$ %

Pollution de fond $Cf = (C_1 + C_3) / 2$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Concentration corrigée $Cc = C_2 - Cf$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Comparaison des résultats

	Concentrations théoriques	Concentrations mesurées	Différence
Atmosphère	<input type="text" value="453,8"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="367,0"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="-19,1%"/>
Cellule	<input type="text" value="1012,0"/> ppm	<input type="text" value="818,6"/> ppm	<input type="text" value="1,236"/>

Coefficient correcteur

Contrôle de calibrage sur site le 15 avril 2002, polluant NO2

SANO A
Feuille de vérifications métrologiques

Conditions de référence

N° de série Version VisionAIR
 Localisation Date

Conditions de vérification

Distance de mesure: L= m Facteur de conversion de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ppm
 Constituant $F_c = (M_w * 12194.3) / (273.15 + T_2)$
 Masse molaire: $M_w =$ g/Mol $F_c =$
 Concentration talon: C= ppm

Résultats de mesures

	t1	t2	t3
Heure	<input type="text" value="16:21"/>	<input type="text" value="16:51"/>	<input type="text" value="17:18"/>
Gas	<input type="text" value="Air Zéro"/>	<input type="text" value="NO"/>	<input type="text" value="Air Zéro"/>
Températures: T=	<input type="text" value="5"/> °C	<input type="text" value="5"/> °C	<input type="text" value="5"/> °C
Concentrations mesurées: C=	<input type="text" value="1,35"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="236"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="4,21"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Traitement des résultats

Stabilité relative de la pollution de fond $S_r = 100 \times (C_3 - C_1) / C_2$ %
 Pollution de fond t2 $C_f = (C_1 + C_3) / 2$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
 Concentration corrigée t2 $C_c = C_2 - C_f$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Comparaison des résultats

	Concentrations théoriques	Concentrations mesurées	Différence
Atmosphère	<input type="text" value="267,0"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="233,2"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="-12,6%"/>
Cellule	<input type="text" value="913,0"/> ppm	<input type="text" value="797,5"/> ppm	<input type="text" value="1,145"/> <i>Coefficient correcteur</i>

Contrôle de calibrage sur site le 15 avril 2002, polluant NO

SANO A
Feuille de vérifications métrologiques

Conditions de référence

N° de série Version VisionAIR

Localisation Date

Conditions de vérification

Distance de mesure: L= m

Facteur de conversion de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ppm

Constituant

Masse molaire: Mw= g/mol

$F_c = (M_w * 12194.3) / (273.15 + T_2)$

Concentration talon: C= ppm

$F_c =$

Résultats de mesures

	t1	t2	t3
Heure	<input type="text" value="16:21"/>	<input type="text" value="16:51"/>	<input type="text" value="17:18"/>
Gas	<input type="text" value="Air Zéro"/>	<input type="text" value="SO2"/>	<input type="text" value="Air Zéro"/>
Températures: T=	<input type="text" value="5"/> °C	<input type="text" value="5"/> °C	<input type="text" value="5"/> °C
Concentrations mesurées: C=	<input type="text" value="5,44"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="470,6"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="6,21"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Traitement des résultats

Stabilité relative de la pollution de fond $S_r = 100 \times (C_3 - C_1) / C_2$ %

Pollution de fond t2 $C_f = (C_1 + C_3) / 2$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Concentration corrigée t2 $C_c = C_2 - C_f$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Comparaison des résultats

	Concentrations théoriques	Concentrations mesurées	Différence
Atmosphère	<input type="text" value="623,8"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="464,8"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="-25,5%"/>
Cellule	<input type="text" value="1000,0"/> ppm	<input type="text" value="745,0"/> ppm	<input type="text" value="1,342"/>

Coefficient correcteur

Contrôle de calibrage sur site le 15 avril 2002, polluant SO2

SANO A

Feuille de vérifications métrologiques

Conditions de référence

N° de série Version VisionAIR

Localisation Date

Conditions de vérification

Distance de mesure: L= m

Facteur de conversion de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ppm

Constituant

Masse molaire: Mw= g/Mol

$F_c = (Mw * 12194.3) / (273.15 + T_2)$

Concentration talon: C= ppm

$F_c =$

Résultats de mesures

	t1	t2	t3
Heure	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Gas	<input type="text" value="Air Zéro"/>	<input type="text" value="NO2"/>	<input type="text" value="Air Zéro"/>
Températures: T=	<input type="text" value="10"/> °C	<input type="text" value="10"/> °C	<input type="text" value="10"/> °C
Concentrations mesurées: C=	<input type="text" value="8,21"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="222"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="14,57"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Traitement des résultats

Stabilité relative de la pollution de fond $S_r = 100 \times (C_3 - C_1) / C_2$ %

Pollution de fond t2 $C_f = (C_1 + C_3) / 2$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Concentration corrigée t2 $C_c = C_2 - C_f$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Comparaison des résultats

	Concentrations théoriques	Concentrations mesurées	Différence
Atmosphère	<input type="text" value="199,0"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="210,6"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="5,8%"/>
Cellule	<input type="text" value="280,5"/> ppm	<input type="text" value="296,9"/> ppm	<input type="text" value="0,945"/>

Coefficient correcteur

Contrôle de calibrage en galerie le 9 novembre 2002, polluant NO2

SANO A
Feuille de vérifications métrologiques

Conditions de référence

N° de série Version VisionAIR
 Localisation Date

Conditions de vérification

Distance de mesure: L= m Facteur de conversion de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en ppm
 Constituant $F_c = (M_w * 12194.3) / (273.15 + T_2)$
 Masse molaire: $M_w =$ g/Mol $F_c =$
 Concentration talon: C= ppm

Résultats de mesures

	t_1	t_2	t_3
Heure	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Gas	<input type="text" value="Air Zéro"/>	<input type="text" value="SO2"/>	<input type="text" value="Air Zéro"/>
Températures: T=	<input type="text" value="10"/> °C	<input type="text" value="10"/> °C	<input type="text" value="10"/> °C
Concentrations mesurées: C=	<input type="text" value="11,25"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="237,11"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="9,76"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Traitement des résultats

Stabilité relative de la pollution de fond $S_r = 100 \times (C_3 - C_1) / C_2$ %
 Pollution de fond t_2 $C_f = (C_1 + C_3) / 2$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
 Concentration corrigée t_2 $C_c = C_2 - C_f$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Comparaison des résultats

	Concentrations théoriques	Concentrations mesurées	Différence
Atmosphère	<input type="text" value="209,6"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="226,6"/> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<input type="text" value="8,1"/> %
Cellule	<input type="text" value="212,4"/> ppm	<input type="text" value="229,6"/> ppm	<input type="text" value="0,925"/> <i>Coefficient correcteur</i>

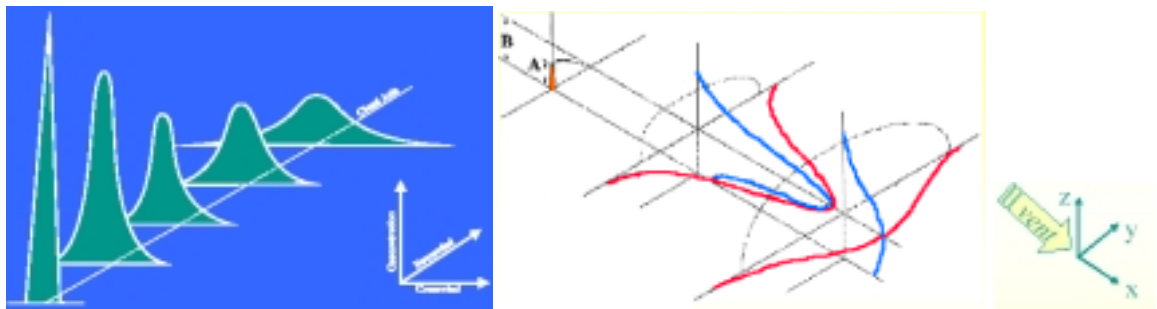
Contrôle de calibrage en galerie le 9 novembre 2002, polluant SO2

ANNEXE B : DESCRIPTION DU PROGRAMME MODELIS

Programme spécifique DOAS-Analyseur d'étude de la dispersion d'une émission linéique sur la qualité de l'air environnante

Ce programme repose sur l'utilisation des équations symétriques de dispersion gaussienne.

Il repose sur des approximations simplistes et a été développé avec comme principale finalité de prouver l'apport d'un couplage DOAS-Analyseur pour le polluant NO, dans la compréhension de la stabilité atmosphérique. Il fournit néanmoins une première estimation de l'influence d'un type de véhicule sur la qualité de l'air environnante.



Rappel sur les équations générales

Soit l'équation de dispersion gaussienne suivante, applicable pour toute émission ponctuelle instantanée (modèle dit de bouffée) :

$$C = \frac{M_{total}}{[2 \cdot \pi]^{3/2} \sigma_x \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \exp\left(-\frac{(x - u \cdot t)^2}{2 \cdot \sigma_x^2}\right) \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}\right) \cdot \exp\left(-\frac{(z - h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2} - \frac{(z + h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)$$

Si l'on suppose également que l'émissions est continue (ce n'est donc pas un modèle dit de bouffées) et s'effectue à une hauteur stabilisée h, on obtient l'équation suivante (Doury) :

$$C = \frac{F_i}{[2 \cdot \pi] \cdot u \cdot \sigma_y \cdot \sigma_z} \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2 \cdot \sigma_y^2}\right) \cdot \exp\left(-\frac{(z - h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2} - \frac{(z + h)^2}{2 \cdot \sigma_z^2}\right)$$

Où

C est la concentration volumique du gaz au point de l'espace (x,y,z), en µg/m³.

F_i est le flux unitaire d'une cellule carrée de 1 m, exprimée en µg.s⁻¹.m⁻¹,

X,Y,Z correspondent à l'éloignement de la source, en m,

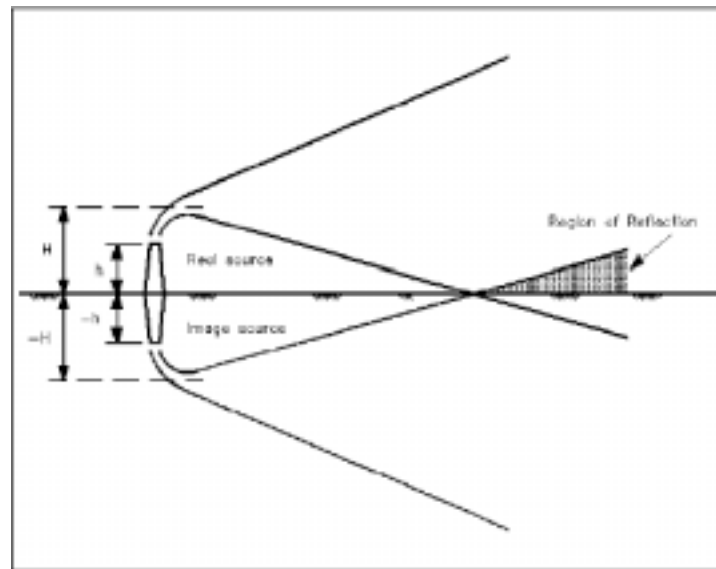
σ_y(y), σ_z(z) sont les coefficients de dispersion, exprimés en mètres et fonction de X,

U est la vitesse du vent à 10 mètres du sol, exprimé en m.s⁻¹,

H est la hauteur de l'émission, exprimée en mètres,

Afin d'obtenir cette équation simplifiée de la dispersion d'une émission ponctuelle unitaire, nous avons effectué les suppositions suivantes :

- On peut établir une relation simple entre la diffusion par turbulence (σ_i) et le gradient de concentration. On suppose également cette turbulence homogène et isotrope,
- on suppose que le champ de vent est uniforme dans l'espace et le temps. On considère donc des panaches ne s'éloignant pas trop verticalement et restant en toute rigueur bien en dessous des effets de cisaillement atmosphériques,
- on suppose enfin que la dispersion est réfléchiée par la surface et qu'il n'y a pas de réaction de transformation sur celle-ci.



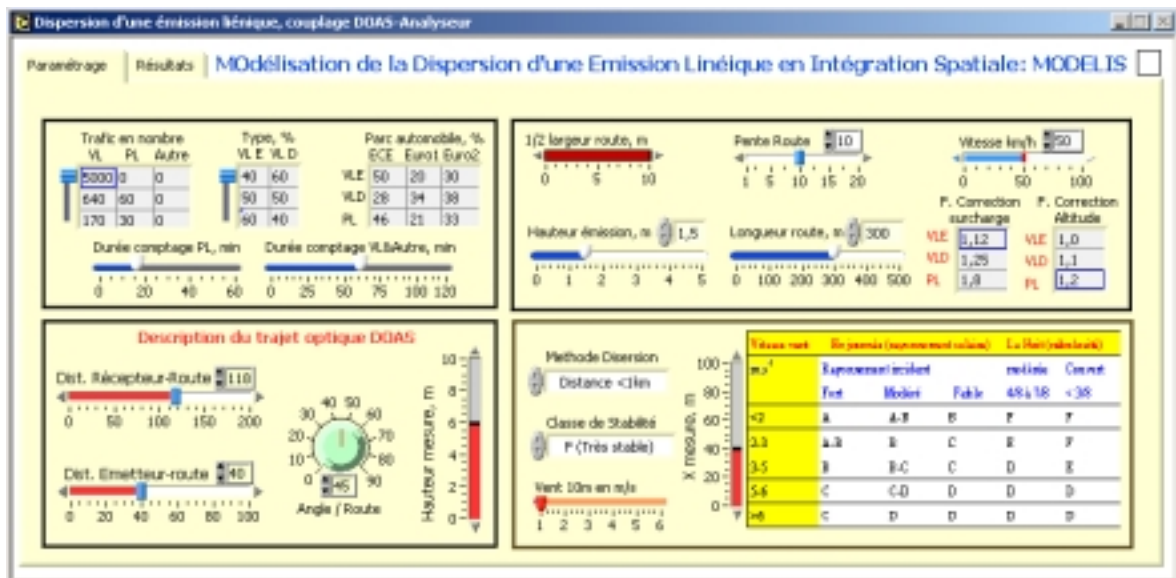
L'obtention de la concentration en un point de l'espace (X,Y,Z) nécessite la connaissance de 4 paramètres :

- La hauteur d'émission totale, à savoir la hauteur à partir de laquelle la vitesse d'émission devient nulle. Dans notre cas, nous utiliserons une hauteur d'émission de 1,5 m issue de la littérature.
- Les coefficients de dispersion horizontaux et verticaux. Nous utiliserons des données empiriques issues de la littérature : Pasquill-Grifford (1968) pour les émissions en zone rurale, Elroy-Poller (1968) pour des émissions en zone urbaine ou enfin Cooper-Alley (2002) pour un domaine d'étude inférieur à 1 kilomètre.
- Le flux unitaire F_i , caractéristique du trafic, à savoir du nombre de véhicules (VL et PL), de la vitesse, du parc automobile roulant (diesel, essence) et du régime moteur (altitude, déclivité de la route, chargement). Nous utiliserons les données COOPERT III ou CETU pour la définition du parc automobile roulant, du régime moteur et de la vitesse moyenne de véhicules, ainsi que des données de comptage pour connaître le nombre de VL et de PL empruntant cet axe routier. Cela nous permet alors de calculer l'émission unitaire d'un véhicule F_{VL} ou F_{PL} , exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}$. Connaissant le nombre de véhicule par seconde N_{VL} et N_{PL} et la largeur de la route L, on obtient alors le flux unitaire F_i :

$$F_0 = F_{VL} * N_{VL} + F_{PL} * N_{PL} \text{ et } F_i = F_0 / L$$

La façade utilisateur se décompose donc en 2 parties :

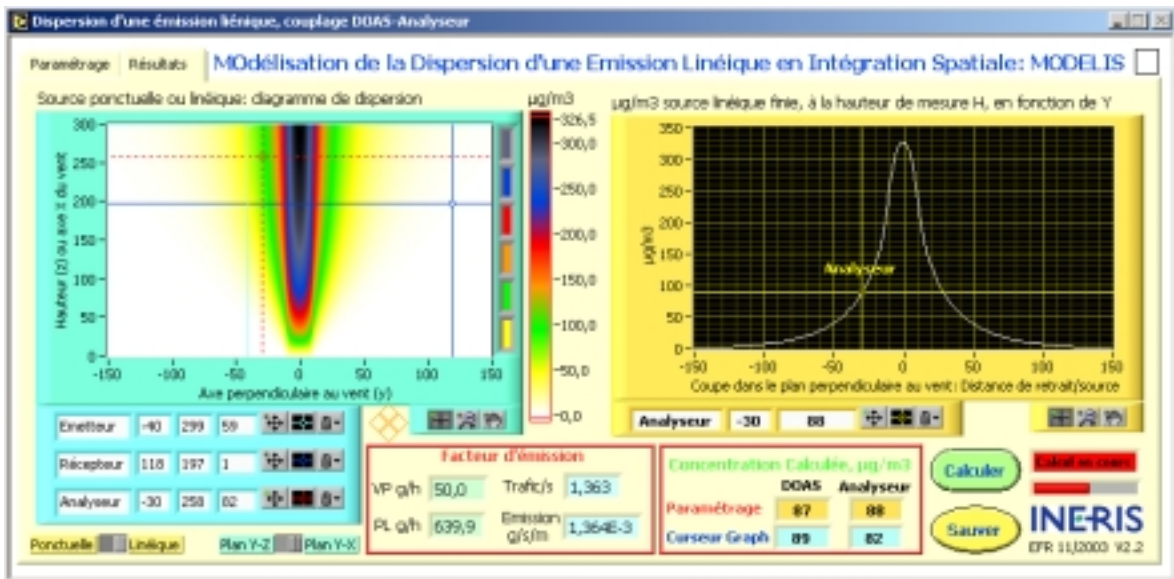
- Une première partie s'intéresse au paramétrage du modèle :
 - La définition du trafic : nombre de véhicules/h, leur vitesse, la répartition VL/PL, la vétusté et le chargement des véhicules et enfin les caractéristiques du site (altitude, déclivité),
 - la définition de la stabilité atmosphérique, la table des coefficients de dispersion ainsi que la vitesse du vent associée,
 - la description de la voie routière : sa longueur, sa largeur ainsi que la hauteur d'émission,
 - la définition du trajet optique du DOAS, son positionnement par rapport à l'axe routier, le positionnement de l'analyseur et enfin la hauteur de mesure.



Aperçu de la façade utilisateur de paramétrage du modèle

- Une seconde partie fournit les différents résultats suivants :
 - Les facteurs d'émissions de chaque véhicule et le flux total F_0 ,
 - le diagramme de dispersion d'une source ponctuelle ou d'une source linéique, dans le plan horizontal de propagation du panache à une hauteur de mesure donnée,
 - le diagramme de dispersion d'une source ponctuelle, dans le plan vertical perpendiculaire au panache, pour un éloignement donné vis-à-vis de la source,
 - la courbe de dispersion d'une émission linéique, à savoir la concentration en fonction de la distance de retrait par rapport au centre de la route, pour une hauteur donnée. Elle permet par exemple de connaître la concentration attendue pour un analyseur positionné en un point situé en retrait de la route et à une hauteur de mesure donnée.

- la concentration intégrée sur une distance donnée (158 m dans notre cas). Elle correspond à l'intégration de la courbe de dispersion d'une émission linéique et donc à la concentration théorique mesurée par le DOAS.



Aperçu de la façade utilisateur des résultats du modèle

Calcul du facteur d'émission F_0 , exprimé en g/s/m :

Il est établi à partir :

- du nombre de véhicules et de leur type respectif (VL, PL) exprimé en véhicule/s,
- des facteurs d'émissions associés exprimés en g/km,
- de leur vitesse exprimée en km/h, qui sert à calculer le facteur d'émission unitaire,
- d'un facteur de correction (surcharge, pente, altitude) sur l'émission unitaire qui traduit la baisse d'efficacité d'un moteur en fonction de son mode d'utilisation,

On obtient alors une émission exprimée en g/s/m dans l'axe du vent.

Le choix des facteurs d'émissions unitaires ainsi que leurs dépendances vis-à-vis des certains paramètres a été effectué sur la base des travaux réalisés dans le cadre de COPERT III, de MEET/COST (Joumard, INRETS 1999) et enfin du rapport du CETU (Marsault, 2002) :

- Choix d'une fonction permettant d'obtenir l'émission unitaire en g/km, en fonction de la vitesse exprimée en km/h.
- Influence du gradient, de la surcharge, de l'altitude et du mode de conduite.
- Définition du parc automobile roulant (taux de diésélisation), de sa vétusté (ECE, Euro1, Euro2) et répartition type VL-PL-2roues en fonction du cycle considéré (route).

Ces paramètres nous permettent alors d'obtenir les émissions moyennes VL et PL au niveau du site de mesure, exprimées en g/km/type_véhicule ou bien en g/m/type_véhicule. Connaissant les données de trafic, à savoir le nombre de VL et de PL enregistrés par heure, on peut alors en déduire l'émission globale F_0 exprimée en $\mu\text{g.m}^{-1}\text{s}^{-1}$:

$$F_a = \frac{F_Emission_VL}{1000} \cdot \frac{Nbre_VL_heure}{3600} + \frac{F_Emission_PL}{1000} \cdot \frac{Nbre_PL_heure}{3600}$$

où

F_Emission_VL ou PL est exprimé en µg/km [$\mu\text{g}\cdot\text{km}^{-1}\cdot\text{vehicule}^{-1}$],

Et le comptage est le nombre de véhicule par heure [$\text{vehicule}\cdot\text{h}^{-1}$].

On constate alors que le calcul de l'émission intervenant dans les équations de dispersion, ne dépend de la vitesse des véhicules qu'au travers de la formulation du calcul du facteur unitaire d'émission. Cette émission globale F_0 est également celle utilisée dans le programme ADMS, mais pas celle utilisée dans les programmes CALINE3, CALINE4 et CAL3QCH qui nécessite l'émission unitaire par véhicule, exprimée en $\mu\text{g}\cdot\text{mile}^{-1}$.

La mise en comparaison des modèles nécessitera donc des paramètres d'entrées différents.

Calcul de la dispersion d'une émission ponctuelle :

Cette équation suppose la connaissance des coefficients de dispersion atmosphérique horizontaux et verticaux, qui varient en fonction de la stabilité atmosphérique et de la distance X d'éloignement par rapport à la source. Il existe de très nombreux résultats empiriques pour l'évaluation de ces coefficients, tel que ceux fournis par Pasquill, réactualisés ensuite par Turner, Grifford ou Cooppert très récemment.

Ce programme permet l'utilisation de différentes tables de dispersion, que l'on choisira principalement en fonction de la topographie du site considéré, à savoir en zone rurale ou en zone urbaine.

Une extension est également prévue au cas d'un modèle de type bouffée, où l'équation de dispersion devient alors dépendante de la distance X d'éloignement à la source. Néanmoins, seule figure dans cette version l'émission ponctuelle continue ou l'émission linéique continue. Néanmoins une évaluation de l'émission de type bouffée peut être effectuée si le temps d'intégration de la mesure est supérieur de plusieurs ordres de grandeur au temps séparant deux bouffées.

Coefficient de Turner-Pasquill (1960)

$$\sigma_y = A_y \cdot (x)^{B_{yx}} \quad \sigma_z = A_z \cdot (x)^{B_z} + C_z, \text{ exprimés en Km}$$

avec

A_y = paramètre de diffusion horizontale

B_y = exposant de diffusion horizontale

A_z = paramètre de diffusion verticale

B_z = exposant de diffusion verticale

C_z = paramètre de correction de la diffusion verticale

Avec les valeurs suivantes

Classe	Ax, Ay	Bx, By	Distance	Az	Bz	Cz
A	0,215	0,858		0,467	1,89	0,01
B	0,155	0,889		0,103	1,11	0
C	0,105	0,903		0,066	0,915	0
D	0,068	0,908		0,0315	0,822	0
E	0,050	0,914	dist < 1 km	0,0232	0,745	0
E	0,050	0,914	dist > 1 km	0,0148	0,150	-0,126
F	0,034	0,908	dist < 1 km	0,0114	0,727	0
F	0,034	0,908	dist > 1 km	0,0312	0,306	-0,017

Où x est la distance d'éloignement de la source, exprimée en km.

Coefficients Pasquill- Grifford-Briggs (1969), applicables en zone rurale

$$\sigma_y = 465.11628(x \tan (0.017453293(c - d \ln x)))$$

Stabilité	A	B	C	D	E	F
c	24,167	18,333	12,5	8,333	6,25	4,1667
d	2,5334	1,8096	1,0857	0,7238	0,5429	0,3619

$$\sigma_z = ax^b$$

Stability class Pasquill	x (km)	a	b
A*	<= 0.10	122.800	0.94470
	0.10 - 0.15	158.080	1.05420
	0.16 - 0.20	170.220	1.09320
	0.21 - 0.25	179.520	1.12820
	0.26 - 0.30	217.410	1.26440
	0.31 - 0.40	258.890	1.40940
	0.41 - 0.50	346.700	1.72820
	0.51 - 3.11	453.850	2.13860
> 3.11	"	"	
B*	<= 0.20	10.857	0.93198
	0.21 - 0.40	58.483	0.98332
	> 0.40	109.305	1.09710
C*	All	81.141	0.91465
D	<= 0.30	34.459	0.89974
	0.31 - 1.00	32.053	0.81066
	1.01 - 3.00	32.053	0.64403
	3.01 - 10.00	33.004	0.60486
	10.01 - >10.00	36.850	0.58599
>30.00	44.053	0.51179	
E	<= 0.10	24.260	0.83660
	0.10 - 0.30	23.331	0.81956
	0.31 - 1.00	21.828	0.75860
	1.01 - 2.00	21.828	0.83077
	2.01 - 4.00	22.834	0.87194
	4.01 - 10.00	24.703	0.80597
	10.01 - 20.00	26.970	0.46713
20.01 - 40.00	35.420	0.37815	
>40.00	47.818	0.29292	
F	<= 0.20	15.268	0.81528
	0.21 - 0.70	14.457	0.78407
	0.71 - 1.00	13.953	0.68465
	1.01 - 2.00	13.953	0.63227
	2.01 - 3.00	14.823	0.54503
	3.01 - 7.00	16.187	0.46490
	7.01 - 15.00	17.836	0.41507
	15.01 - 30.00	22.851	0.32581
	30.01 - 60.00	27.074	0.27436
	>60.00	34.218	0.23746

Coefficients de Mc Elroy-Poller (1968), zone urbaine avec bâtiments de faibles hauteurs

Stabilité	σ_y	σ_z
A	$0,32 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,24 \cdot X \cdot (1 + 0,001 \cdot X)^{1/2}$
B	$0,32 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,24 \cdot X \cdot (1 + 0,001 \cdot X)^{1/2}$
C	$0,22 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,20 \cdot X$
D	$0,16 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,14 \cdot X \cdot (1 + 0,0003 \cdot X)^{-1/2}$
E	$0,11 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,08 \cdot X \cdot (1 + 0,0015 \cdot X)^{-1/2}$
F	$0,11 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,08 \cdot X \cdot (1 + 0,0015 \cdot X)^{-1/2}$

Où X est exprimé en m.

Coefficients de Mc Elroy-Poller (1968), zone urbaine avec bâtiments de fortes hauteurs

Stabilité	σ_y	σ_z
A	$0,24 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,24 \cdot X \cdot (1 + 0,001 \cdot X)^{-1/2}$
B	$0,24 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,24 \cdot X \cdot (1 + 0,001 \cdot X)^{-1/2}$
C	$0,20 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,20 \cdot X \cdot (1 + 0,001 \cdot X)^{-1/2}$
D	$0,14 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,14 \cdot X \cdot (1 + 0,0003 \cdot X)^{-1/2}$
E	$0,08 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,08 \cdot X \cdot (1 + 0,0015 \cdot X)^{-1/2}$
F	$0,08 \cdot X \cdot (1 + 0,0004 \cdot X)^{-1/2}$	$0,08 \cdot X \cdot (1 + 0,0015 \cdot X)^{-1/2}$

Où X est exprimé en m

Coefficients de Cooper & Alley (2002), pour des distances X inférieures à 1 km

X est exprimé en km et doit être inférieur à 1 km.

$$\sigma_y = a \cdot (x)^b \quad \sigma_z = c \cdot (x)^d + e$$

Ces coefficients sont applicables en zone rurale, sans bâtiments à proximité

Ils sont très peu différents des coefficients de Turner-Pasquill, bien qu'ils soient ici exprimés en mètres.

Stabilité	a	b	c	d	e
A	213	0,894	440,8	1,941	9,27
B	156	0,894	106,6	1,149	3,3
C	104	0,894	61	0,911	0
D	68	0,894	33,2	0,752	-1,7
E	50	0,894	22,8	0,678	-1,3
F	34	0,894	14,35	0,74	-0,35

Classe de stabilité atmosphérique :

Il existe par ailleurs d'autres formulations de ces deux coefficients de diffusions, mais, dans tous les cas, les différentes classes de stabilité sont les suivantes :

Vitesse vent	En journée (rayonnement solaire)			La Nuit (nébulosité)	
m.s ⁻¹	Rayonnement incident			modérée	Couvert
	Fort	Modéré	Faible	4/8 à 7/8	< 3/8
<2	A	A-B	B	F	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

La nuit doit être considérée environ 1 heure avant le coucher du soleil, jusqu'à environ 1 heure après le lever du soleil.

On entend par rayonnement incident faible : le début de journée (15-35° au-dessus de l'horizon) ou la fin d'après midi, ainsi qu'en journée estivale lorsque la couverture est importante.

On entend par rayonnement incident modéré : journée estivale avec quelques nuages ou ciel dégagé avec un soleil à 35-60° au-dessus de l'horizon.

On entend par rayonnement incident fort : une journée estivale sans nuage, avec un soleil à plus de 60° au-dessus de l'horizon.

On peut alors évaluer la dispersion d'une émissions continue ponctuelle. Dans notre cas nous souhaitons avoir l'évaluation d'une émissions linéique, mais surtout connaître non pas des résultats ponctuels, mais des valeurs intégrées sur une section.

De ce fait, nous avons construit un programme spécifique, que nous décrivons ci-dessous.

Conditions d'utilisation :

Ce programme est valable pour une direction du vent dans l'axe de l'émissions linéique. En effet, nous nous trouvons en situation de vallée où le vent est dans l'axe de la route.

On entend par simpliste, les modèles qui ne nécessitent pas réellement d'utiliser des modules météorologiques complexes ou un paramétrage important de la topographie du site et de conditions aux limites.

La longueur de l'émission est finie. Dans notre cas, nous avons choisit 300m car cela correspondait à la longueur du tronçon de route. Néanmoins, on peut paramétrer une autre longueur.

On rappelle que nous avons supposé que l'émission était répartie uniformément sur toute la largeur de la voie.

Paramétrage des conditions météorologiques :

Il est nécessaire de paramétrer les conditions météorologiques, en utilisant la table de Pasquill (1).

La vitesse du vent est également une donnée d'entrée, exprimée en m/s à 10m du sol (2).

Enfin, on doit paramétrer les coefficients de diffusion (3) :

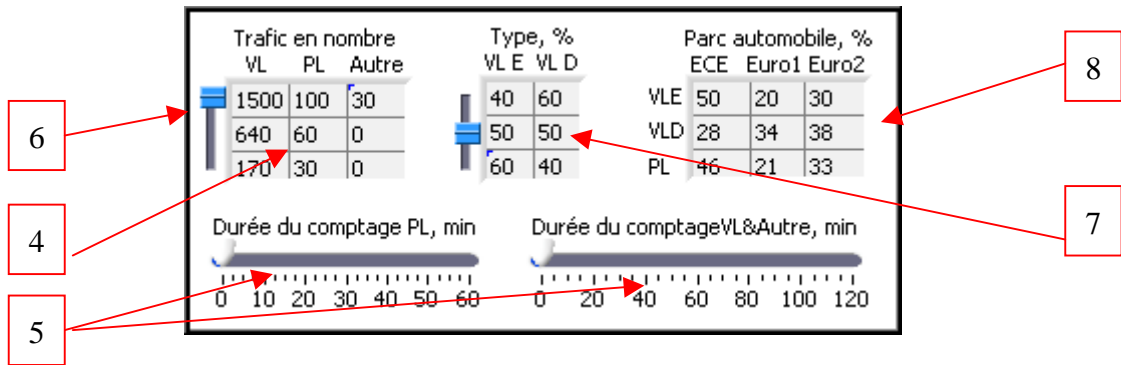
- Methode Std : coefficients adaptés à une topographie rurale ou bien avec des bâtiments de faibles hauteurs. Cette table est la plus couramment utilisée par de nombreux auteurs, mais également dans des logiciels commerciaux.
- Urbain bât bas ou haut : coefficients adaptés à une topographie rugueuse avec des bâtiments élevés à proximité de la source. Néanmoins, il ne faudra pas oublier que les sites urbains présentent généralement une dynamique atmosphérique plus turbulente, compte tenu des effets convectifs issus de la chaleur des bâtiments environnants. Par ailleurs, les effets turbulents locaux ne sont pas pris en charge dans ce programme, pouvant donc engendrer des erreurs importantes sur le résultat.
- Distance <1km : coefficients de diffusion bien adaptés à une dispersion sur une courte distance, dans une configuration de terrain de type rurale
- Puff : coefficients adaptés à une émission de type bouffée, pour une évaluation ultérieure car la prise en compte de la distance et de la vitesse de déplacement d'une émission instantanée n'est pas disponible dans cette version du programme.

Vitesse vent m/s	Environnement (rayonnement solaire)			La Nuit (obscurité)	
	Environnement urbain	Modéré	Fort	40 à 70	<30
<2	A	A-B	B	F	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Paramétrage de l'émission linéique :

Elle est exprimée en g/s, à partir des données d'entrée qui sont :

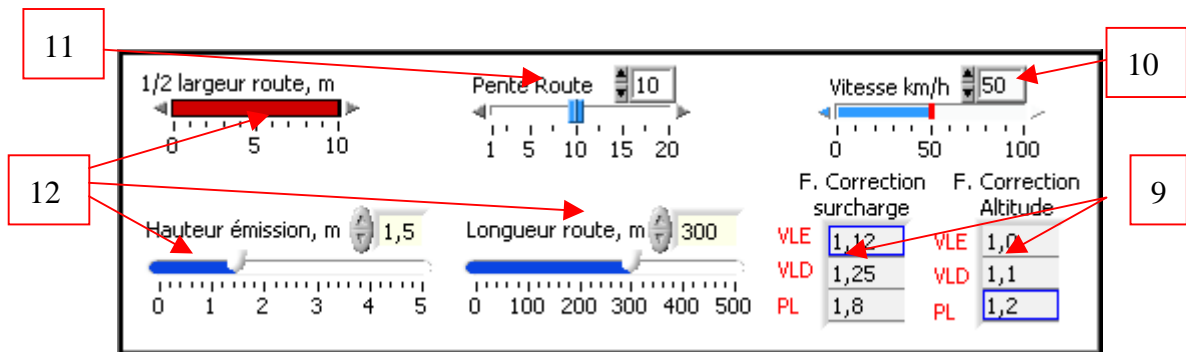
- le nombre de véhicules (4) ainsi que l'intervalle de temps correspondant exprimé en minutes(5). Le nombre de véhicules est une matrice de 3 lignes, permettant donc de tester 3 configurations différentes en utilisant le curseur de déplacement (6). On peut bien évidemment changer les valeurs des éléments de cette matrice.
- La répartition des VL entre les modèles essence et diesel, exprimés en % et dont la somme doit être égale à 100 (7). Plusieurs choix sont pré-enregistrés, que l'on peut sélectionner avec le curseur. On peut également les changer librement.
- La vétusté des véhicules par types : données pré-enregistrées que l'on peut changer librement (8). Dans cette version, seules les modes ECE, Euro1 et Euro2 sont disponibles. Dans une version ultérieure figurera également Euro3 et Euro4.



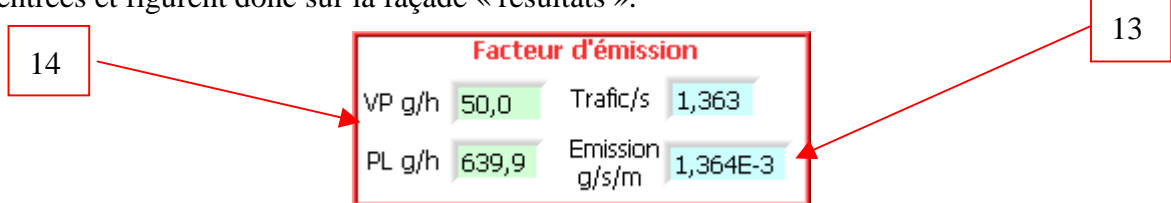
On peut également choisir des facteurs de correction pour la surcharge ou l'altitude(9).

On doit également définir une vitesse moyenne (10), qui permettra de calculer le facteur d'émission unitaire pour chaque type de véhicule

On doit enfin définir les caractéristiques de la route, à savoir la largeur de la voie, sa longueur et la hauteur à laquelle est effectuée l'émission (12).

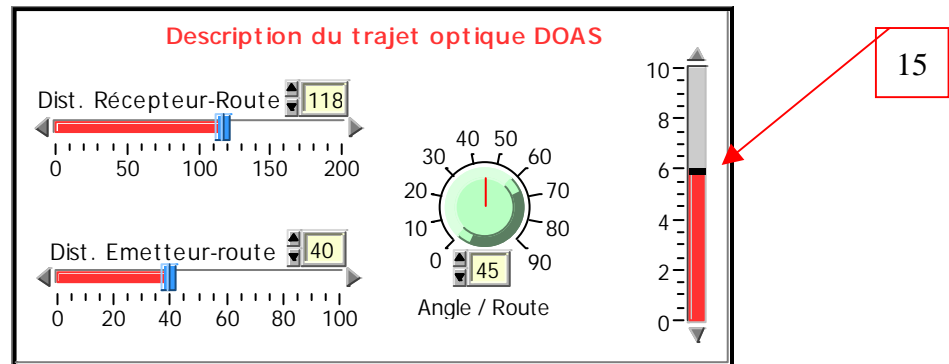


Finalement, cela permet d'accéder à l'émission unitaire globale (13), exprimée en g/s/m, ainsi que le nombre de véhicule par seconde, mais également les facteur d'émission des VL et des PL exprimés en g/km (14). Ces deux résultats sont calculés à partir des données entrées et figurent donc sur la façade « résultats ».



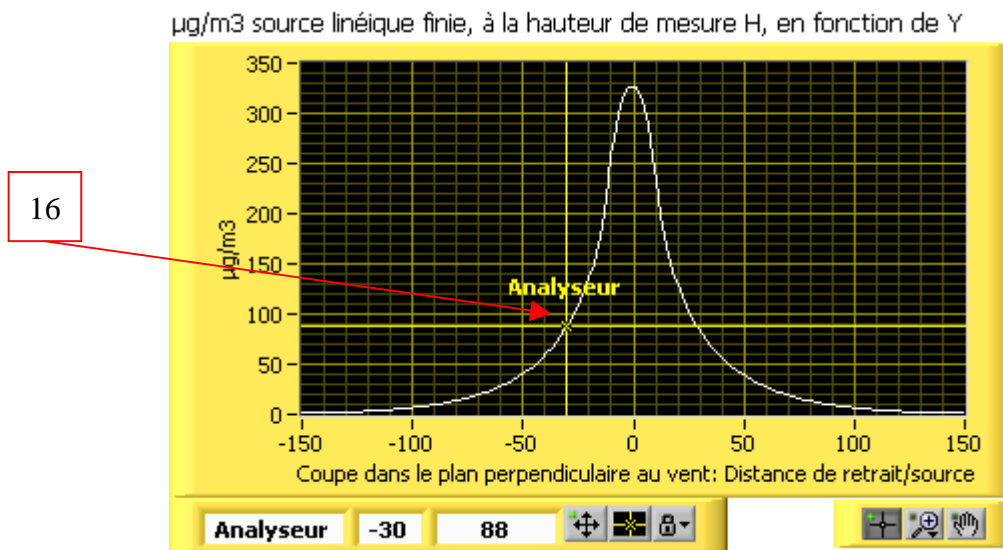
Paramétrage DOAS et analyseur :

On doit définir quelles est la distance qui sépare l'émetteur et le récepteur du centre de la route ainsi que l'angle du trajet optique vis-à-vis de la normale à la route.



On doit définir à quelle hauteur s'effectue la mesure, par rapport au sol (15). Attention, il faudra agir sur cette valeur si la mesure DOAS n'est pas à la même hauteur que la mesure de l'analyseur (dans ce cas, le cartouche présentant les concentrations calculées n'est pas correct car dans ce cartouche, les mesures sont effectuées à une hauteur H donnée).

Enfin, on doit définir la distance Y de l'analyseur par rapport au centre de l'émission. Ce choix s'effectue via des curseurs dans le graphe de résultats décrit ci-dessous (16).



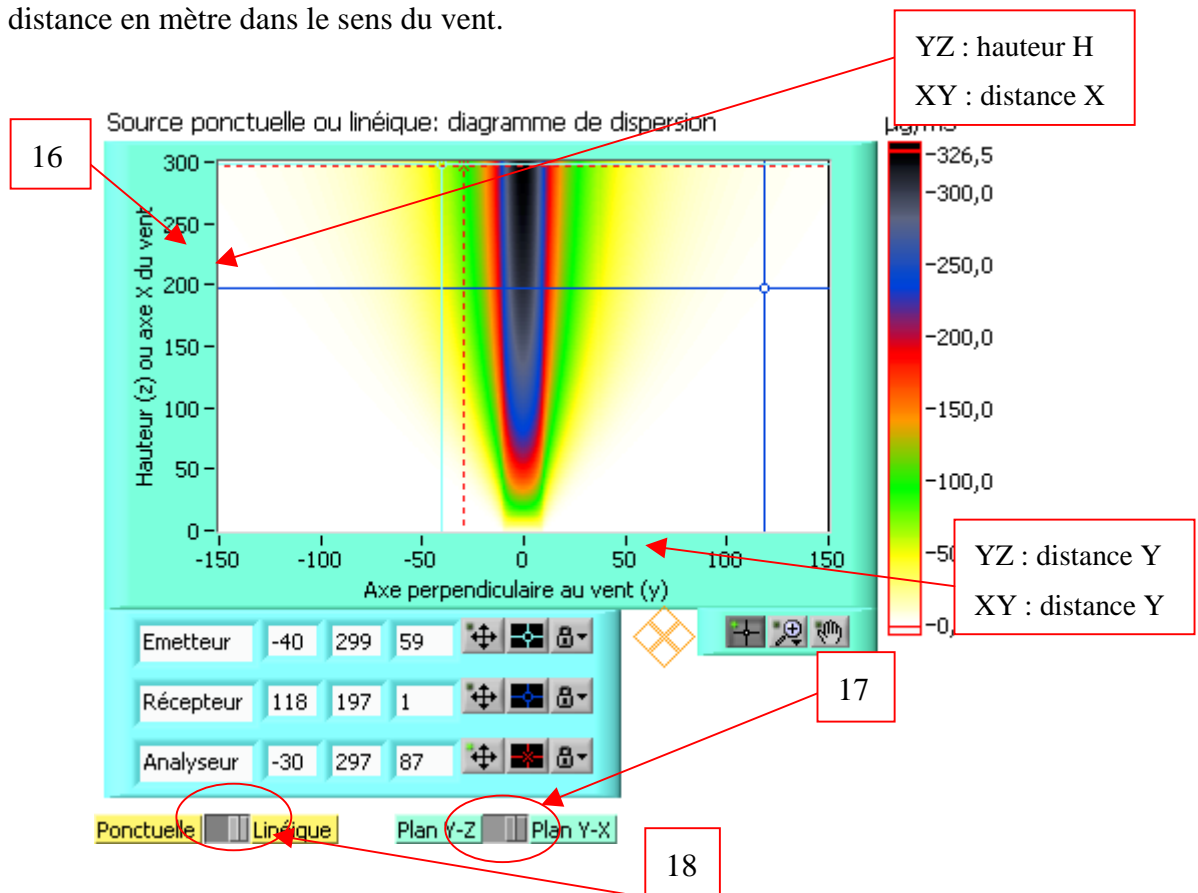
La 1^{ère} case à droite de l'encart « Analyseur » correspond à la distance Y positionnée par le curseur dans le graphe, tandis que la seconde case fournit la concentration en µg/m3.

Description des résultats obtenus :

Les temps de calculs sont quasi instantanés, compte tenu du faible paramétrage nécessaire.

Outre le facteur d'émission en g/s/m cité précédemment, 4 autres résultats sont obtenus :

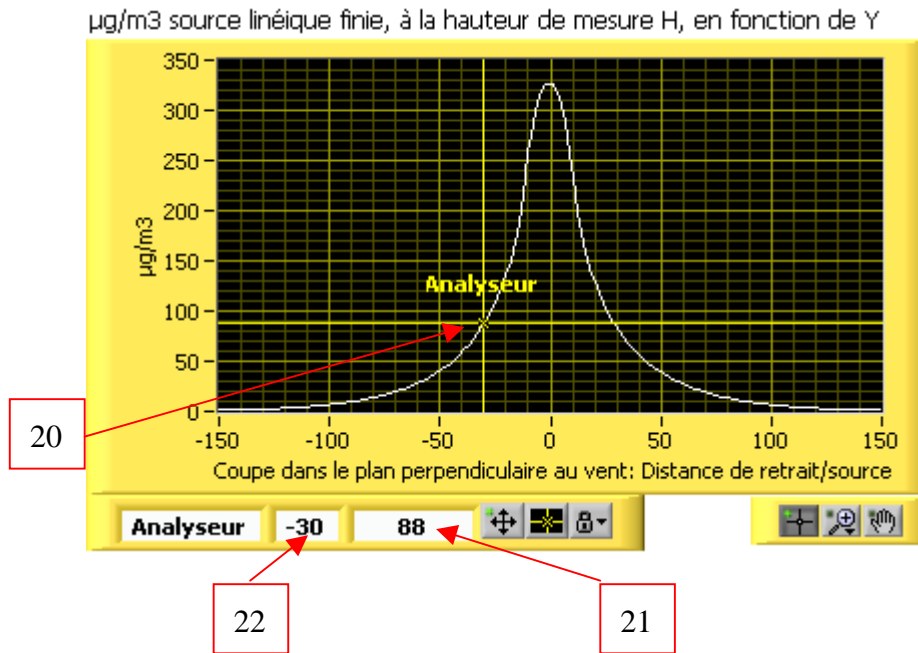
- Le diagramme de dispersion d'une source ponctuelle dans les plan X,Y,Z. On a le choix de visualisation entre le plan XY (17) pour une hauteur donnée (15), ou le plan YZ (18) pour une distance X de la source donnée (15). On rappelle que X est la distance en mètre dans le sens du vent.



Sur ce graphe de résultat figure également des curseurs permettant de modifier le positionnement initial du DOAS et d'un analyseur, et d'observer son influence sur le résultat : la distance de retrait/centre de la route et son positionnement dans le sens de l'émission linéique. Les résultats obtenus figurent également dans le cartouche de résultat défini ci-après.

On obtient par ailleurs le résultat suivant:

- La distribution de la concentration générée par une source linéique de longueur donnée (300 m ici), dans l'axe Y perpendiculaire au vent (19). Elle traduit la concentration en fonction de la distance perpendiculaire à l'axe de la route. Elle est obtenue pour une hauteur fixée et défini sur la façade de paramétrage (15).



- Les curseurs horizontaux et verticaux (20) donnent la valeur de la concentration (21) à la distance Y correspondante (22), pour une hauteur de mesure donnée (15). Cette concentration correspond à la somme de tous les points émetteurs situés en amont, donc ici l'intégration sur le tronçon de route de 300m.
- Le cartouche final donne la concentration théorique obtenue par DOAS, compte tenu du paramétrage effectué : distance d'intégration et positionnement par rapport à la route, mais également hauteur de mesure.

Concentration Calculée, µg/m ³		
	DOAS	Analyseur
Paramétrage	87	88
Curseur Graph	89	87

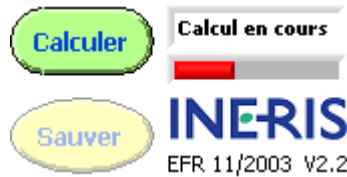
Deux types de résultats figurent dans ce cartouche :

- Paramétrage : les concentrations DOAS et analyseur calculées à partir du paramétrage DOAS, du positionnement (22) et de la hauteur de mesure (15).
- Curseur Graph : les concentrations DOAS et analyseurs calculées à partir des positionnements définies par les 3 curseurs du diagramme de dispersion et de la hauteur de mesure (15).

Attention, les valeurs figurant dans le cartouche de résultat, sont celles obtenues pour une même altitude de mesure. Il faudra veiller à ne pas considérer le résultat de ce cartouche lorsque le DOAS et l'analyseur ont des hauteurs de prélèvement qui sont différentes.

Calcul et sauvegarde des résultats :

Il est nécessaire de lancer le calcul de la dispersion après chaque modification du paramétrage. Le temps de calcul était de l'ordre de 10 secondes, pour les calculs réalisés lors de la campagne DOAS 2003.



Par ailleurs, il est possible de sauvegarder l'ensemble des résultats sous format texte : le paramétrage et la courbe de dispersion d'une émission linéique.

Apport de ce programme et utilité :

Ce programme a été développé afin de répondre à une question spécifique : quel est l'apport du couplage DOAS-Analyseur dans la compréhension de la dynamique atmosphérique ?

Bien que très simpliste, il permet de montrer :

- Que coupler les données DOAS et analyseurs permet de définir la spatialisation d'une émission linéique ou ponctuelle et donc de définir la classe de stabilité associée. Le rapport des concentrations DOAS/analyseur permet de choisir la classe de Pasquill et donc la distribution dans l'espace de l'émission.
- Qu'une fois définie la classe, on peut alors en déduire le trafic moyen responsable de cette émission
- Il permet également de caractériser à partir de quelle distance une émission sera perçue par un analyseur positionné à une distance Y perpendiculairement à l'axe du vent. Ainsi, sur les figures ci-dessus, on observe que dans les conditions définie (stabilité de classe A et vitesse du vent de 1 m/s), un analyseur situé à 20 m en retrait de la route enregistrera la présence d'une émission si cette dernière est à une distance X de plus de 25 m en amont de la mesure.
- Il permet encore d'évaluer l'impact d'une modulation de trafic PL ou VL sur la mesure et donc sur la qualité de l'air environnante. Plus globalement, il permet de faire des tests de sensibilité et surtout de montrer que la classe de stabilité atmosphérique a un effet primordial sur la mesure ponctuelle, mais que cet effet est moindre dans le cas de la mesure DOAS intégrée. Ainsi par exemple, une classe de stabilité F entraînera de fortes concentrations sur la mesure ponctuelle et deux fois moindre sur la mesure DOAS. En revanche une classe de stabilité A entraîne des concentrations quasi identiques et ce, indépendamment de la technique de mesure utilisée.

ANNEXE C : COMPARAISON DES MODELES : MODELIS, CAL3QCH ET ADMS

Le programme CAL3QCH, distribué par l'US-EPA, et une plate-forme de modélisation adaptée pour le calcul de la dispersion d'une zone constituée de une ou plusieurs émissions linéiques. Il permet par exemple d'évaluer l'effet de croisements ou de feux routiers sur la qualité de l'air environnante.

Le programme ADMS est adapté à l'évaluation d'une émission ponctuelle ou linéique et possède un degré de complexité bien supérieur aux deux autres. Ainsi, le paramétrage des données météorologiques et de la topographie est plus délicat à réaliser.

Afin de comparer notre programme spécifique avec ces deux modèles, défini un paramétrage identique des deux modèles. En revanche CAL3QCH et ADMS ne fournissent qu'une évaluation pour des mesures ponctuelles. Nous allons donc comparer les concentrations calculées par ces trois modèles, pour un analyseur positionné à une hauteur de mesure de 6m. Cette configuration correspond à celle présente lors de la campagne de mesures DOAS sur Chamonix.

Le paramétrage initial des trois modèles était donc le suivant :

Trafic : 1500 VL/h, aucun PL

Facteur d'émission par VL, incluant les corrections d'altitude et autres : 50 g/km

Flux total émis : $1,364.10^{-3}$ g/s/m

Vitesse du vent à 10m : variable en fonction de la stabilité atmosphérique considérée

Longueur de la voie routière : 300 m

Direction du vent : suivant l'axe routier

Largeur totale de la voie routière : 20 m

Hauteur des émissions : 1,5m

Hauteur de mesure : 6m

Intégration temporelle : 10 minutes, afin de s'abstenir des loi de puissance liées aux intégration temporelles supérieures à 10 minutes.

Rugosité du terrain : 5 cm

Absence de vitesse de dépôt

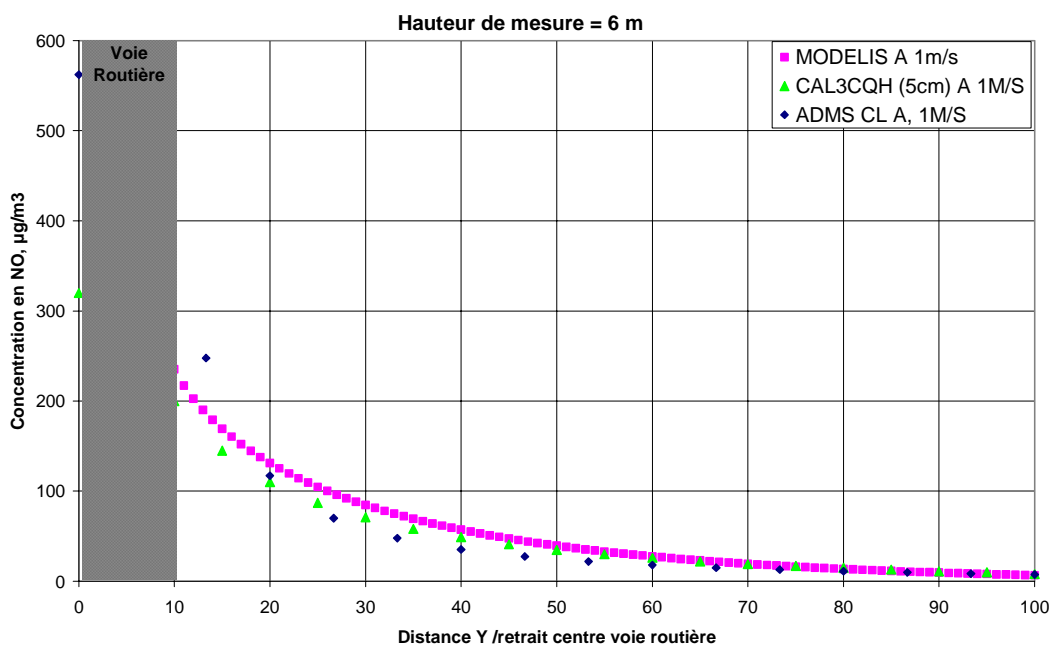
Nous avons alors effectué une mise en comparaison des calculs de concentration pour les différentes classes de stabilité atmosphérique. Le tableau ci-dessous regroupe les résultats obtenus en µg/m³, pour un analyseur situé 30 m en retrait par rapport au centre de la route :

Classe de stabilité	Vitesse du vent	MODELIS	CAL3CQH	ADMS	Écart % MODELIS/C AL3CQH	Écart % MODELIS/A DMS
A	1 m/s	83	71	59	14 %	29 %
B	1 m/s	99	81	129	6 %	30 %
C	3 m/s	33	25		25 %	
D	3 m/s	25	14		44 %	
E	3 m/s	12	9		25 %	
F	1 m/s	5	4		20 %	

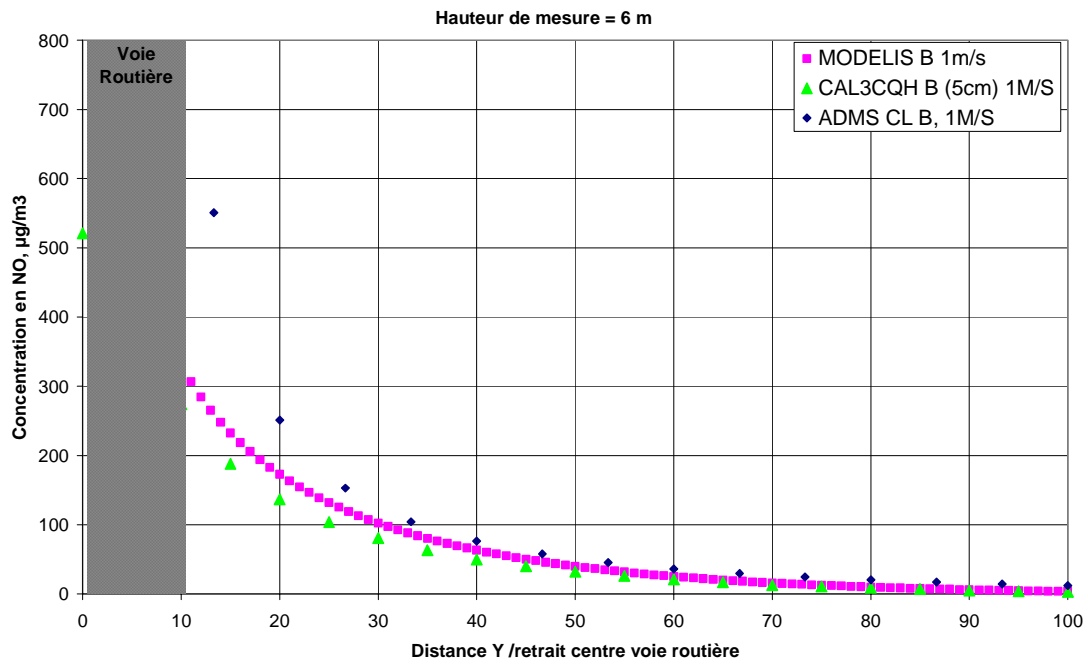
On constate une relative homogénéité des résultats obtenus par les 3 modèles, notamment pour des classes de vents faibles. Seule, la classe de stabilité D, associée à un vent de 3m/s, fait apparaître un écart important entre MODELIS et CAL3CQH. Néanmoins, il s’agit d’écarts relatifs qui sont ici élevé, compte tenu des faibles concentrations considérées.

La mise en comparaison de MODELIS avec ADMS s’est limitée aux classes de stabilité A et B, car les paramétrages nécessaires à l’utilisation de ADMS se sont révélés délicats et très laborieux. En effet, ADMS n’utilise pas une classe de stabilité en paramètre d’entrée, mais la définit à partir d’observations météorologiques et d’une date. Néanmoins, les deux résultats obtenus pour des classes de stabilité équivalentes de type A ou B, ont permis de confirmer l’équivalence de ces 3 modèles.

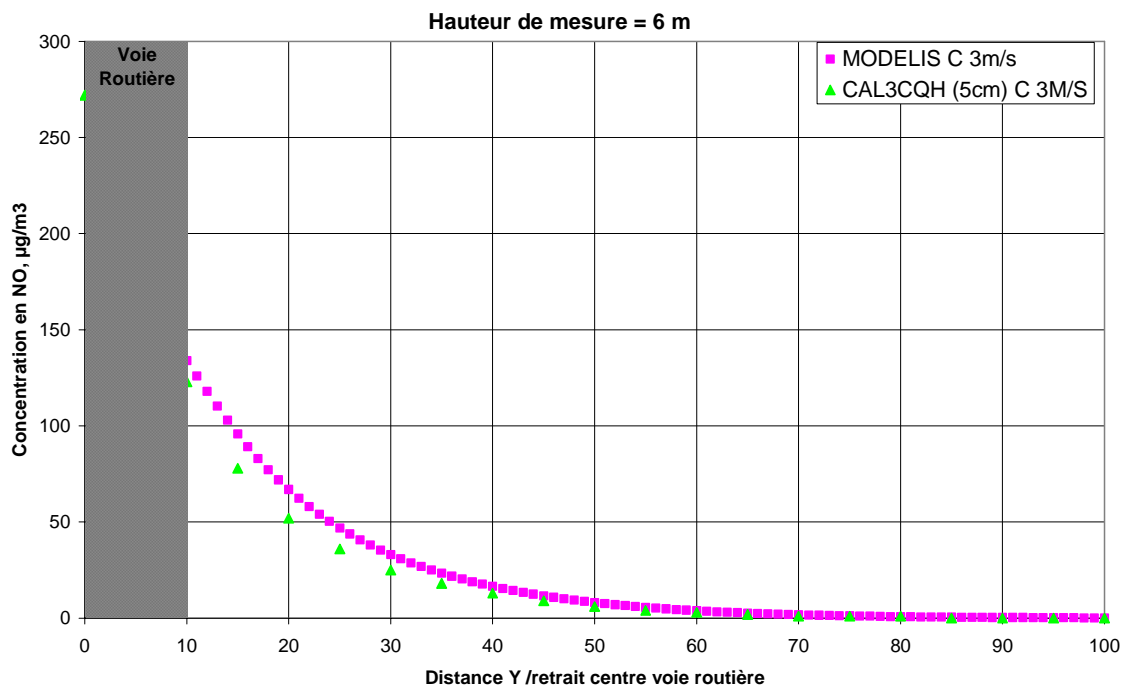
Par ailleurs, les graphiques ci-dessous montrent les courbes de dispersion dans l’axe perpendiculaires obtenues par chacun de ces modèles, pour les différentes situations météorologiques considérées.



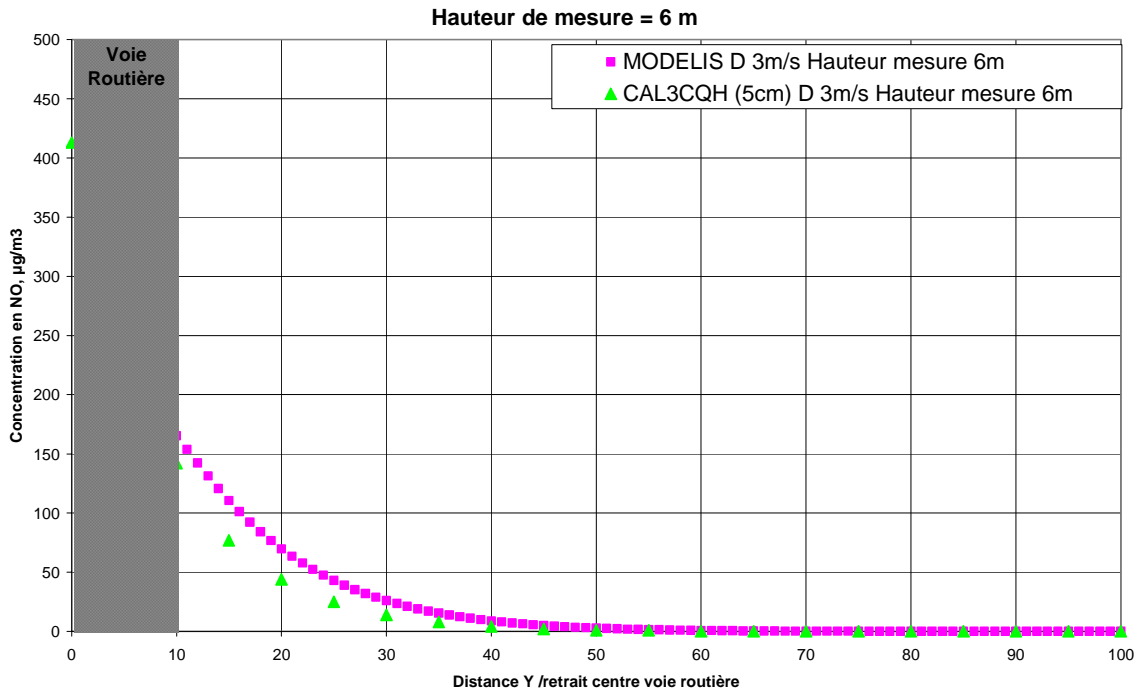
Comparaison des 3 modèles, pour une classe de stabilité A et un vent de 1 m/s



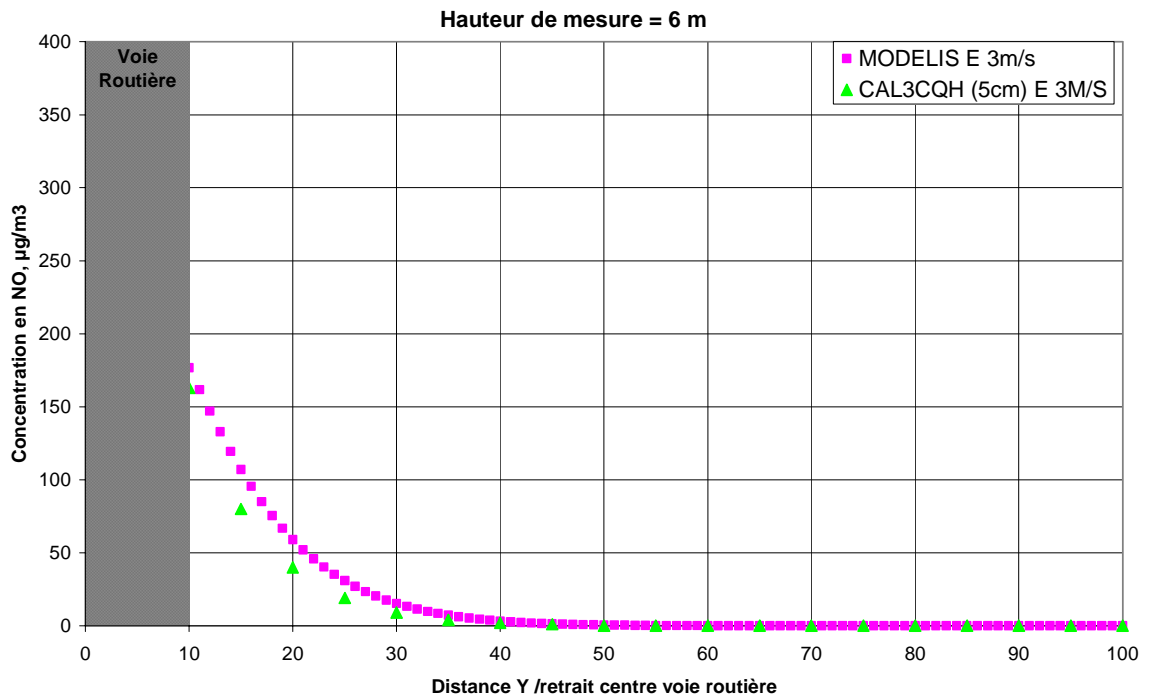
Comparaison des 3 modèles, pour une classe de stabilité B et un vent de 1 m/s



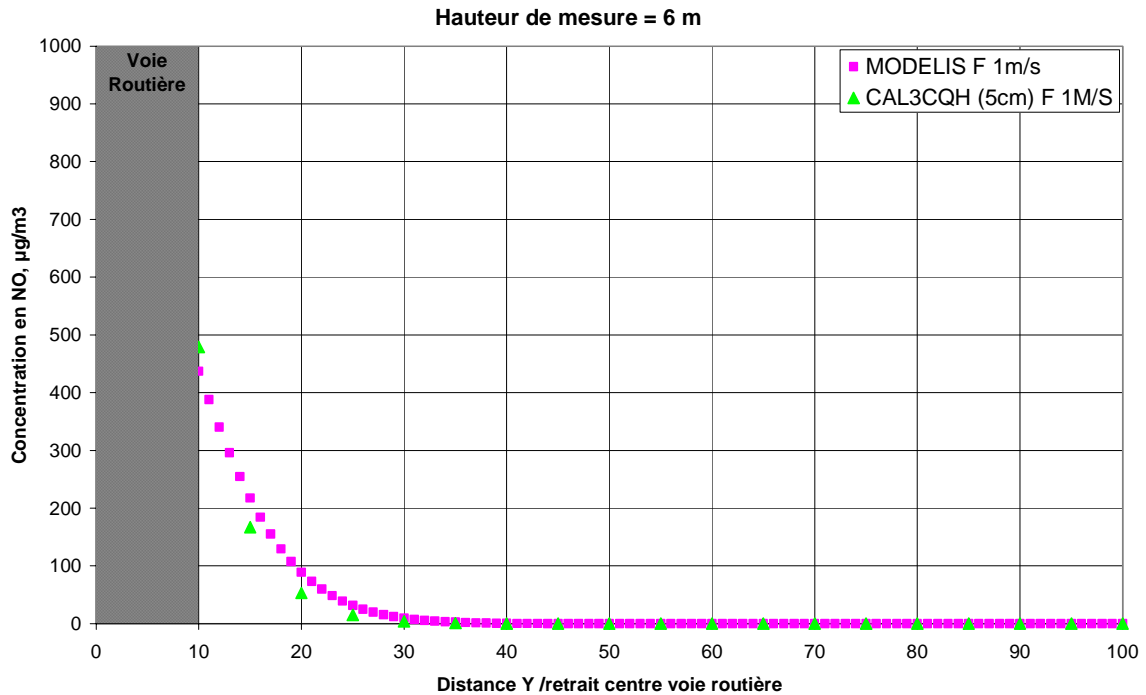
Comparaison de CAL3CQH et de MODELIS, classe de stabilité C, vent de 3 m/s



Comparaison de CAL3CQH et de MODELIS, classe de stabilité D, vent de 3 m/s



Comparaison de CAL3CQH et de MODELIS, classe de stabilité E, vent de 3 m/s



Comparaison de CAL3CQH et de MODELIS, classe de stabilité F, vent de 1 m/s

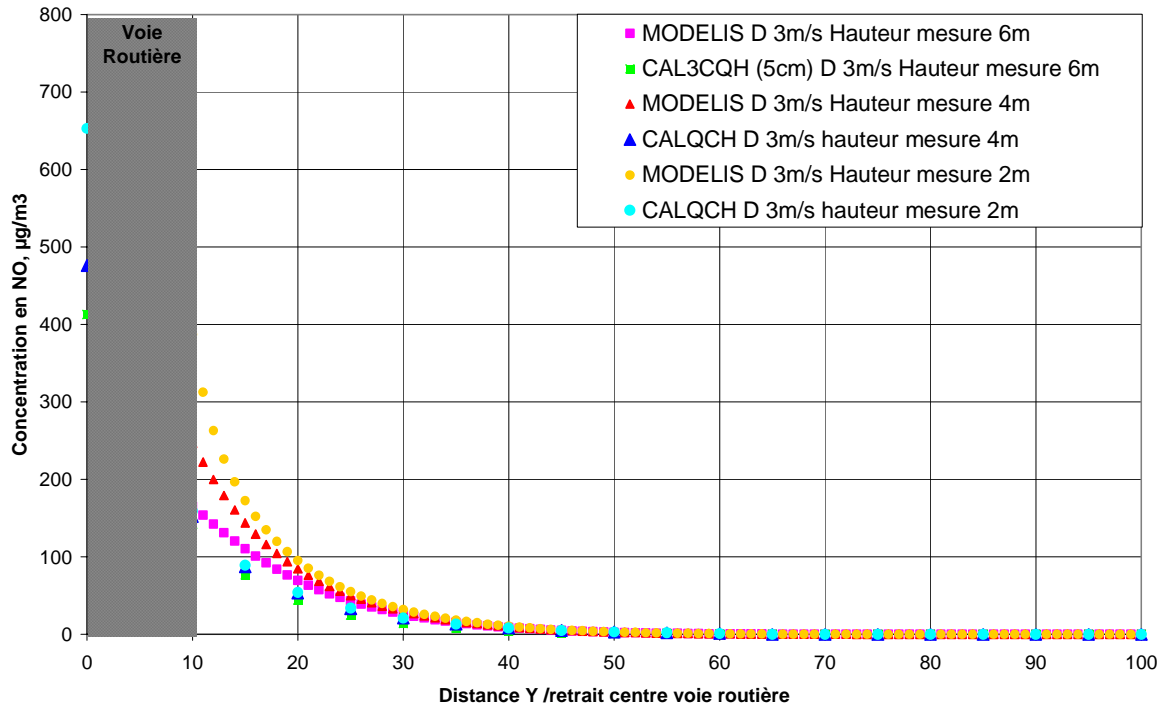
Comparaison MODELIS-CAL3CQH-EPA

On observe, pour des points situés à l’extérieur de la route, une très nette similitude des résultats, et ce, quelle que soit la classe de stabilité considérée. En effet, le tableau précédent montre que les écarts absolus entre ces deux modèles restent faibles et tendent à devenir nuls lorsque l’on s’éloigne du centre de la route. Par ailleurs, ces écarts observés à l’extérieur de la route sont principalement issus du choix des coefficients empiriques de dispersion et ne vont donc se ressentir que très faiblement sur la mesure DOAS.

En revanche, lorsque l’on se trouve sur la route, cette similitude disparaît pour car MODELIS suppose qu’il n’y a pas de turbulence générée par les véhicules. Nous avons effectué cette simplification pour deux raisons principales :

- ◆ la turbulence générée par les véhicules ne modifie pas la valeur intégrée DOAS,
- ◆ la turbulence ne modifie que très faiblement les résultats obtenus pour des points situés à l’extérieur de la route,
- ◆ la prise en compte de la turbulence induite par les véhicules est délicate à prendre en compte, car elle dépend du trafic et de sa répartition sur la largeur de la route, mais également du vent et de la stabilité atmosphérique. La prendre en compte requière la mise en place d’équations complexes préalablement validées.

Par ailleurs, il semble y avoir une forte influence de la hauteur de mesure, sur les différences entre ces deux modèles. En effet, la figure ci-après montre l’évolution de la concentration en fonction de la hauteur de mesure.



Influence de la hauteur de mesure sur le profil de dispersion d'une émission linéique

On constate que les résultats de CAL3QCH sont très faiblement dépendant de la hauteur de mesure, exceptée pour des points situés à l'intérieur de la route. En revanche MODELIS dépend fortement de cette hauteur de mesure. La différence semble ici encore provenir de la prise en compte des effets turbulents par le programme CAL3QCH : la concentration obtenue au bord de la route est issue des émissions ponctuelles de la route, moyennée par des intégrations verticales et horizontales afin d'inclure les effets turbulents. Ainsi, quelle que soit la hauteur de mesure, le résultat de CAL3CQH est identique en bordure de route.

A contrario, le diagramme de dispersion du programme MODELIS est très conforme à celui attendu car la largeur à mi-hauteur du diagramme de dispersion augmente avec l'altitude. Nous sommes donc dans une configuration typique de dispersion de panache, sans turbulence.

Ainsi, on peut donc conclure que ces deux modèles fournissent des résultats équivalents pour des points situés à l'extérieur de la zone de brassage, donc pour tous les points situés à l'extérieur de la route.

En revanche, l'absence de prise en compte des effets turbulents sur la route n'est pas la seule raison expliquant les très forts écarts constatés pour des classes de stabilité D, E ou F. où les valeurs obtenues par CAM3QCH sont très largement supérieures à celles obtenues par MODELIS. Cette différence pourrait provenir du choix des coefficients de dispersion horizontaux et verticaux. Nous avons vu que de nombreuses formulations empiriques existaient, qui peuvent aboutir à des écarts de l'ordre de 10 à 50 % sur les concentrations calculées. Ces coefficients ont été calculés sur la base d'expériences sur site, dans des configurations topographiques très particulières. Ces coefficients diffèrent donc généralement dans les outils de modélisation et sont que très faiblement adaptés au site considéré. Il serait alors judicieux de pouvoir utiliser le couplage DOAS-Analyseur, mais également l'utilisation d'instrument à haute résolution spatiale tel que le LIDAR, comme outils de définition des coefficients de dispersion, pour le site considéré, mais également comme support de compréhension des effets turbulents présents sur la route.