



**Comparaison
station fixe – station mobile :
campagne de Nogent-sur-Oise.**

Laboratoire Central de Surveillance
de la Qualité de l'Air

Convention 115/03

O. LE BIHAN

*Unité Qualité de l'AIR
Direction des Risques Chroniques*

NOVEMBRE 2003



Comparaison station fixe – station mobile : campagne de Nogent-sur-Oise.

Laboratoire Central de Surveillance
de la Qualité de l’Air

Convention 115/03

Financée par la Direction des Préventions des Pollutions et des
Risques (DPPR)

NOVEMBRE 2003

O. LE BIHAN, R. AUJAY, D. GUILLARD, B. TRIART.

Ce document comporte 23 pages (hors couverture et annexes).

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	O. LE BIHAN	R.PERRET	M. RAMEL
Qualité	Unité Qualité de l’Air Direction des Risques Chroniques	Responsable de l’Unité Qualité de l’Air Direction des Risques Chroniques	Responsable LCSQA/INERIS Direction des Risques Chroniques
Visa			

TABLE DES MATIERES

RÉSUMÉ	3
1. INTRODUCTION	5
1.1 Objectif de la fiche « intercomparaison » du LCSQA	5
1.2 Travaux en cours	5
1.3 Présente étude.....	5
2. PRESENTATION DE LA CAMPAGNE	6
2.1 Présentation du site.....	6
2.2 Matériel	6
2.3 Pas de temps	6
2.4 Croisement des étalons.....	7
2.5 Présentation des moyens de comparaison	7
3. RESULTATS.....	11
3.1 Monoxyde d’azote.....	11
3.2 Dioxyde d’azote	13
3.3 Ozone	15
3.4 Dioxyde de soufre	17
3.5 PM 10	18
4. BILAN.....	20
4.1 Étendue.....	20
4.2 Synthèse.....	22
5. CONCLUSION	22
6. RÉFÉRENCES	23

RESUME

Contexte

Les directives européennes sur la qualité de l'air ambiant demandent à ce que les mesures soient réalisées avec une incertitude limitée.

Il est donc essentiel pour les AASQA de disposer d'outils leur permettant de déterminer l'incertitude liée à leurs mesures.

Deux approches complémentaires existent pour répondre à ce besoin :

- par combinaison des incertitudes élémentaires (mélange pour étalonnage, caractéristiques métrologiques des analyseurs, pertes dans les lignes), déterminées par différentes équipes ;
- par approche comparative, via des mesures en parallèle.

La présente étude LCSQA porte sur l'approche comparative. Son objectif est :

- ✓ d'estimer l'incertitude des mesures réalisées dans les AASQA, au moyen d'essais menés dans des conditions représentatives du parc de stations de mesure ; il ne s'agit pas du tout de contrôler l'ensemble des stations, un échantillonnage est largement suffisant.
- ✓ de mettre à la disposition des AASQA un concept d'intercomparaison leur permettant de répondre aux exigences de l'arrêté « Modalités de surveillance ».

Pour ce qui concerne l'approche comparative, quatre voies ont été identifiées au début du projet INERIS (2001/2002). Chacune présente des avantages et des inconvénients.

On distingue la comparaison de groupe (avec ou sans dopage), réunissant un nombre important de participants, et la comparaison simple (avec ou sans dopage), associant un moyen mobile et une station de mesure. Dans tous les cas, il s'agit de travailler sur un nombre suffisant d'entités pour être représentatif du parc français.

Deux voies –les solutions sans dopage- ont fait l'objet d'essais fin 2002 et courant 2003 :

- Comparaison de moyens mobiles (« Exercice d'intercomparaison Interreg-Aspa, mai 2003 », O. Le Bihan, Rapport LCSQA, Décembre 2003) ;
- Comparaison d'un moyen mobile avec une station fixe (« Comparaison station fixe – station mobile : campagne de Nogent-sur-Oise », présent rapport).

Présentation de l'exercice de comparaison station fixe - station mobile

Chaque station fixe de surveillance de la qualité de l'air bénéficie de tout un ensemble de dispositifs et de procédures de vérification, raccordement, etc. visant à optimiser la qualité de la mesure.

L'ensemble de ces actions visant des éléments particuliers de la chaîne de mesure, il est important de situer le résultat global de la mesure vis-à-vis des autres chaînes de mesure que constituent les autres stations de surveillance.

Ces stations étant par nature fixes, nous proposons, au sein de cette étude, d'évaluer le potentiel de l'utilisation d'un moyen mobile, pour la comparaison entre une station fixe et une autre entité de mesure.

Pour ce faire, une campagne de mesure a été menée en novembre 2002 : elle a impliqué une station du réseau de surveillance ATMO PICARDIE, et le laboratoire mobile de l'unité qualité de l'air de l'INERIS.

Les paramètres considérés sont les suivants : NO, NO₂, O₃, SO₂, PM₁₀ (TEOM).

Résultats

Sous réserve de contraintes d'espace (placement du camion laboratoire), il apparaît que ce type de réalisation est assez simple de mise en œuvre.

En terme de potentiel, la seule réserve à apporter concerne l'étendue de la gamme de concentration rencontrée : dans le cas présent, malgré une présence de près de deux semaines, la comparaison sur le dioxyde de soufre n'a pu être menée, en raison d'un niveau de concentration extrêmement faible ; en ce qui concerne les autres paramètres, mis à part la mesure PM₁₀, les domaines de concentration explorés sont restés modestes.

Le calcul de corrélation et la confrontation aux spécificités de qualité établis par le laboratoire européen ERLAP (pente, offset), mettent en évidence une très bonne convergence des résultats entre les deux entités ayant participé à l'exercice.

Ceci est d'autant plus satisfaisant, que si le besoin de comparaison existe en terme de mesure horaire, cette étude a été menée sur une base de données ¼ horaire, beaucoup plus pénalisante, compte tenu de la variabilité plus importante des résultats sur un quart d'heure que sur une heure.

1. INTRODUCTION

1.1 OBJECTIF DE LA FICHE « INTERCOMPARAISON » DU LCSQA

Les **directives européennes** sur la qualité de l'air ambiant demandent à ce que les mesures soient réalisées avec une incertitude limitée.

Il est donc essentiel pour les AASQA de disposer d'outils leur permettant de déterminer l'incertitude liée à leurs mesures.

Deux approches complémentaires existent pour répondre à ce besoin (tableau 4.1) :

- par combinaison des incertitudes élémentaires (mélange pour étalonnage, caractéristiques métrologiques des analyseurs, pertes dans les lignes), déterminées par différentes équipes ;
- par approche comparative, via des mesures en parallèle.

Le croisement entre ces deux approches est extrêmement classique, explicitement prévu dans l'ISO 17025, et couramment pratiqué dans tous les domaines de l'analyse.

La présente étude LCSQA porte sur l'approche comparative. **Son objectif** est :

- d'estimer l'incertitude des mesures réalisées dans les AASQA, au moyen d'essais menés dans des conditions représentatives du parc de stations de mesure ;
- de mettre à la disposition des AASQA un concept d'intercomparaison leur permettant de répondre aux exigences de l'arrêté « Modalités de surveillance ».

1.2 TRAVAUX EN COURS

Pour ce qui concerne l'approche comparative, quatre voies ont été identifiées au début du projet INERIS (2001/2002). Chacune présente des avantages et des inconvénients.

On distingue la comparaison de groupe (avec ou sans dopage), réunissant un nombre important de participants, et la comparaison simple (avec ou sans dopage), associant un moyen mobile et une station de mesure. Dans tous les cas, il s'agit de travailler sur un nombre suffisant d'entités pour être représentatif du parc français.

Deux voies parmi les quatre identifiées ont fait l'objet d'essai. Il s'agit des solutions sans dopage :

- Comparaison de moyens mobiles (« Exercice d'intercomparaison Interreg-Aspa, mai 2003 », O. Le Bihan, Rapport LCSQA, Décembre 2003) ;
- Comparaison d'une station fixe avec une station mobile (présent rapport).

1.3 PRESENTE ETUDE

Chaque station fixe de surveillance de la qualité de l'air bénéficie de tout un ensemble de dispositifs et de procédures de vérification, raccordement, etc. visant à optimiser la qualité de la mesure.

Ceci étant dit, l'ensemble de ces actions visant des éléments particuliers de la chaîne de mesure, il devient intéressant de situer le résultat global de la mesure vis-à-vis des autres chaînes de mesure que constituent les autres stations de surveillance.

Ces stations étant par nature fixes, nous proposons, au sein de cette étude, d'évaluer le potentiel de l'utilisation d'un moyen mobile, pour la comparaison entre une station fixe et une autre entité de mesure.

Pour ce faire, une campagne de mesure a été menée en novembre 2002 : elle a impliqué une station du réseau de surveillance ATMO PICARDIE, et le laboratoire mobile de l'unité qualité de l'air de l'INERIS.

Les paramètres considérés sont les suivants : NO, NO₂, O₃, SO₂, PM 10 (TEOM).

Nous tenons à remercier ici l'équipe d'Atmo Picardie, pour son soutien.

2. PRESENTATION DE LA CAMPAGNE

2.1 PRESENTATION DU SITE

La station de Nogent-sur-Oise (60) constitue un site péri-urbain, faisant partie du réseau de surveillance de la qualité de l'air de la région Picardie (Atmo Picardie).

Créée en 1991, cette station est placée sur un complexe sportif. Elle est située entre une zone industrielle, une zone commerciale et des quartiers résidentiels.

Elle participe à la procédure d'alerte urbaine sur le NO₂ et à la procédure d'alerte départementale de l'Oise pour l'ozone.

2.2 MATERIEL

Le tableau 2.1 propose une description de l'ensemble des instruments concernés par cette comparaison :

polluant	Marque	Type	Participant
NO, NO ₂ , NO _x	Env. SA	AC31M	Atmo Picardie
	TEI	42C	Ineris
O ₃	Env. SA	O341M	Atmo Picardie
	TEI	49C	Ineris
SO ₂	Env. SA	AF21M	Atmo Picardie
	TEI	43C	Ineris
PM ₁₀	R&P	TEOM	Atmo Picardie
	R&P	TEOM	Ineris

Tableau 2.1 : descriptif de l'instrumentation.

2.3 PAS DE TEMPS

La réponse à la demande réglementaire et la communication des données au public se font selon un format horaire. Cependant, la base de données sur la qualité de l'air est alimentée par des données ¼ horaire, lesquelles sont archivées.

L'objectif de ce type d'exercice est d'obtenir en un temps le plus court possible, une base de données qui soit statistiquement significative. C'est pourquoi nous avons orienté notre choix vers le pas de temps ¼ horaire.

Par ailleurs, le passage d'un pas de temps ¼ horaire à un pas de temps horaire ayant tendance à lisser les différences, il nous semble donc que le respect des critères de qualité au niveau ¼ horaire garantit le respect au niveau horaire.

2.4 CROISEMENT DES ETALONS

Cas général

A l'exception du test « pleine échelle » NO, dont le cas est traité par la suite, chaque entité a assuré le fonctionnement de son matériel sur la base de l'utilisation de ses étalons « zéro » et « pleine échelle » propres.

Lors de la procédure de vérification de la station fixe, les étalons « réseaux » « zéro » et « pleine échelle » ont été connectés. Le test a été probant pour les polluants concernés (SO₂, O₃ et « zéro » NO-NO₂-NO_x).

Cas du test « pleine échelle » NO

Dans le cas de ce paramètre, deux éléments sont à relever :

- lors de la procédure de contrôle de calibrage bi-mensuel du 25 novembre, l'opérateur d'Atmo Picardie a observé un écart (186 ppb lus pour 195.5 ppb fournis) nécessitant une correction de son appareil. La bouteille étalon « réseau » utilisée bénéficie d'un raccordement amont et aval, sur un laps de temps de 3 mois, ce qui en fait une référence fiable. Le raccordement qui a suivi, réalisé deux semaines plus tard, a situé son niveau de concentration à 194 +/- 4 ppb (variation qui rentre dans les critères d'acceptation des étalons entre deux raccordements),
- du fait d'un problème d'approvisionnement, le laboratoire mobile ne disposait que d'une bouteille raccordée en avril 2002. Afin d'éviter toute erreur systématique de mesure engendrée par une éventuelle dérive de la concentration de cette bouteille, décision a été prise d'utiliser comme référence la bouteille du réseau. Par la suite, le contrôle par comparaison a montré que le titre de la bouteille raccordée en avril 2002 était 12 % au-dessous de la valeur initiale (778 ppb).

2.5 PRESENTATION DES MOYENS DE COMPARAISON

L'examen des résultats passe par les points suivants :

2.5.1 Etendue

Motivation

Il s'agit ici de déterminer si la base de données collectée est significative c'est-à-dire si **l'étendue** de la plage des concentrations rencontrées est suffisamment importante pour permettre une **extrapolation** des résultats sur site à l'ensemble de la gamme de mesure des appareils.

En effet, idéalement, le domaine de mesure exploré devrait aller des valeurs nulles à des valeurs supérieures aux valeurs limites. Ce qui est rarement le cas en pratique.

Démarche proposée

La démarche que nous proposons consiste à comparer la gamme de valeurs explorées, hors valeurs marginales, avec une valeur limite. Une condition minimale nous semble être que la gamme explorée dépasse 25 à 30 % de la valeur limite.

Polluant / valeur limite horaire [5]	Classe	Gamme haute	
NO Pas de valeur limite	1	≥ 90 %	/
	2	≥ 50 %	/
	3	≥ 30 %	/
NO ₂ 104 ppb	1	≥ 90 %	≥ 91 ppb
	2	≥ 50 %	≥ 52 ppb
	3	≥ 30 %	≥ 35 ppb
O ₃ 120 ppb (alerte)	1	≥ 90 %	≥ 92 ppb
	2	≥ 50 %	≥ 60 ppb
	3	≥ 30 %	≥ 40 ppb
SO ₂ 131 ppb	1	≥ 90 %	≥ 118 ppb
	2	≥ 50 %	≥ 75 ppb
	3	≥ 30 %	≥ 39 ppb
PM ₁₀ 50 µg/m ³ (24 heures)	1	≥ 90 %	≥ 45 µg/m ³
	2	≥ 50 %	≥ 25 µg/m ³
	3	≥ 30 %	≥ 15 µg/m ³

Tableau 2.2 – évaluation de la portée de la base de données : proposition de référentiel.

A l'exception du NO, les directives européenne fixent des valeurs limites, horaires, ou journalière dans le cas des PM₁₀.

En pratique, il est essentiel de disposer d'un nombre suffisant de résultats afin de permettre un traitement statistique satisfaisant.

En conséquence, nous avons réalisé ce travail en base ¼ horaire. Si ceci introduit une inhomogénéité au niveau du pas de temps entre donnée et valeur limite, l'essentiel reste toutefois de disposer d'une référence en ordre de grandeur.

Le tableau 2.2 résume cette proposition.

2.5.2 Comparaison : paramètres

Pente

Afin de comparer les mesures assurées par deux entités, nous effectuons une régression linéaire. La pente de cette régression, exprimée sous la forme d'un pourcentage, permet de déterminer l'écart systématique existant entre deux appareils.

Cet écart est lié à différentes origines (écart entre les moyens de calibrage pleine échelle, linéarité des appareils, pertes au niveau des lignes de prélèvement, etc.).

Tout au long de ce document, nous utiliserons le terme « **pen**te » lorsque nous ferons référence à cet **écart**.

A titre d'illustration, considérons le graphe 2 : pour un ¼ d'heure donné, on obtient la mesure simultanée de chaque participant. L'ensemble des points s'articule autour d'une droite, dont la pente est 0,98 (cf. encart) ; ceci signifie que, en moyenne, la mesure Ineris (y) est égale à 0,98 fois la mesure Atmo Picardie (x) plus une constante. Autrement dit, les valeurs Ineris sont inférieures de 2% aux valeurs Atmo Picardie.

Offset

La régression linéaire permet de déterminer le décalage entre les zéros des deux appareils.

Ce décalage est associé à différentes sources possibles : écart existant entre les moyens de calibrage zéro, réglage des appareils, stabilité, influence de ligne de prélèvement, etc.

Tout au long de ce document, nous utiliserons le terme « **offset** » lorsque nous ferons référence à cet **écart à l'origine**.

A titre d'illustration, considérons à nouveau le graphe 2. La régression linéaire fait apparaître une constante de -0,59. Ceci permet d'estimer l'écart entre les deux entités, lorsque la concentration est nulle. Autrement dit, dans le cas présent, l'écart à l'origine entre les deux entités est de 0,59.

Corrélation

Si la régression linéaire permet de caractériser l'écart moyen entre deux appareils, il est également important de déterminer son aspect plus ou moins systématique. Cela peut être observé sur un graphique à travers la dispersion des points expérimentaux autour de la courbe de tendance. Ceci est également quantifié à travers le coefficient de corrélation « R », souvent présenté sous la forme de son carré (« R² »).

2.5.3 Comparaison : spécifications

Une fois les valeurs des paramètres ci-dessus déterminées, un jugement sur l'écart constaté doit être rendu. Pour ce faire, nous définissons des « classes de qualité », allant par exemple, dans le cas de NO₂, de 1 (la meilleure) à 5 (la plus mauvaise).

Dans le cas de la pente et de l'offset, nous nous basons sur un exercice similaire [1], réalisé en Italie du Nord par le laboratoire européen ERLAP, mentionné dans un précédent rapport [2].

Le principe majeur est de déterminer pour chaque polluant et chaque paramètre, des classes de performance. Celles-ci sont décrites dans le tableau ci-dessous :

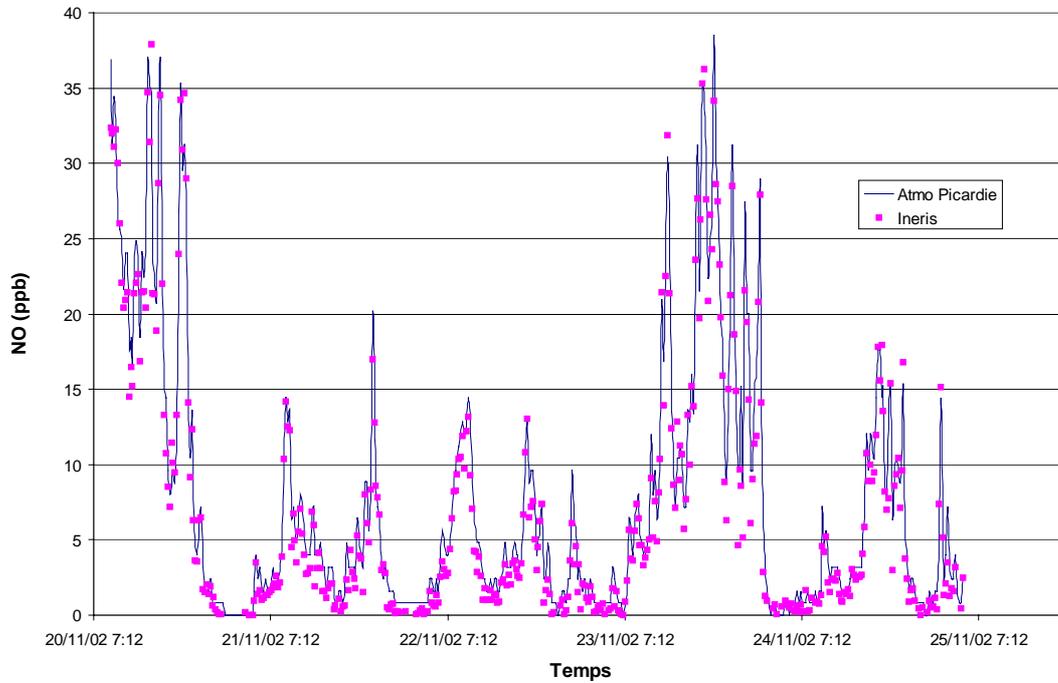
Polluant	Offset		Pente	
	Classe	Spécification	Classe	Spécification
NO	1	≤ 5 ppb	1	≤ 10%
	2	5 ≤ x ≤ 10 ppb	2	10 ≤ x ≤ 25%
	3	10 ≤ x ≤ 20 ppb	3	25 ≤ x ≤ 50%
	4	≥ 20 ppb	4	50 ≤ x ≤ 100%
NO ₂	1	≤ 5 ppb	1	≤ 10%
	2	5 ≤ x ≤ 10 ppb	2	10 ≤ x ≤ 25%
	3	10 ≤ x ≤ 20 ppb	3	25 ≤ x ≤ 50%
	4	≥ 20 ppb	4	50 ≤ x ≤ 100%
	5		5	≥ 100 %
O ₃	1	≤ 5 ppb	1	≤ 10%
	2	5 ≤ x ≤ 10 ppb	2	10 ≤ x ≤ 25%
	3	10 ≤ x ≤ 20 ppb	3	25 ≤ x ≤ 50%
	4	≥ 20 ppb	4	50 ≤ x ≤ 100%
SO ₂	1	≤ 5 ppb	1	≤ 10%
	2	5 ≤ x ≤ 10 ppb	2	10 ≤ x ≤ 25%
	3	10 ≤ x ≤ 20 ppb	3	25 ≤ x ≤ 50%
	4	≥ 20 ppb	4	50 ≤ x ≤ 100%
	5	/	5	≥ 100 %
PM ₁₀	1	/	1	≤ 25%
	2	/	2	≥ 25% ppb

Tableau 2.3 : différences observées sur l'« offset » et la « pente » - classes de qualité.

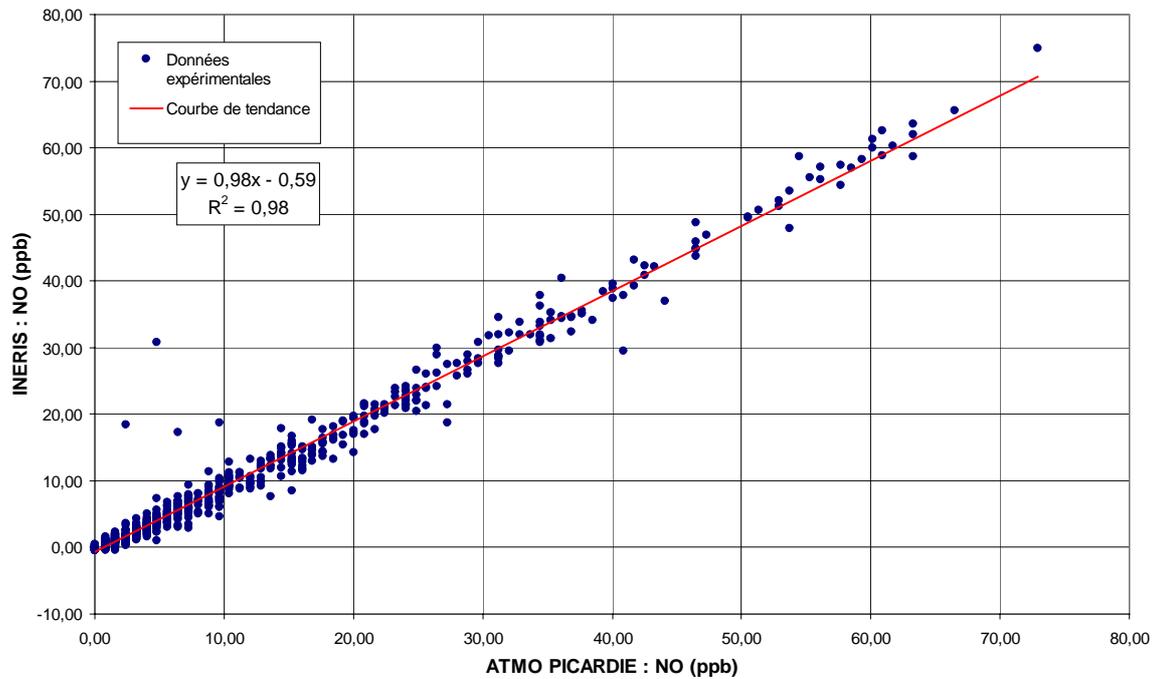
3. RESULTATS

3.1 MONOXYDE D'AZOTE

Données



Graphe 1 : suivi temporel de la concentration de NO.



Graphe 2 : comparaison entre les deux entités pour la mesure du NO.

NO	Observations	Classe
Gamme (ppb)	0 - 70	/
Pente	3 %	1 (<10%)
Offset (ppb)	0.6	1 (< 5 ppb)
Régression : R ²	0.98	/
R	0.99	

Tableau 4.1 : résultats de la comparaison « monoxyde d'azote ».

Étendue

Lors de cet exercice, la concentration ¼ horaire en NO a évolué dans la gamme 0-70 ppb.

Nous ne disposons pas de valeur limite comparative.

Comparaison

Les résultats concernant la comparaison en NO sont présentés dans le tableau 4.1.

Les performances au niveau de la pente et de l'offset permettent de respecter très largement les critères d'appartenance à la classe 1. Rappelons cependant que l'étalon NO était commun aux deux participants.

En terme de corrélation, les résultats sont proches du maximum.

Toutefois, outre certaines valeurs invalidées, nous relevons quelques points présentant une divergence notable : un groupe de valeurs observées à des niveaux inférieurs à 10 ppb par la station fixe, correspondent à une concentration située entre 20 et 30 ppb environ pour le camion laboratoire (cf. graphe 2).

Ces écarts particuliers pourraient être provoqués par le passage de véhicules, ou l'utilisation d'outils tels que des tondeuses, les moyens de mesure étant situés d'une part à proximité d'une voie de passage pour des véhicules de service, et d'autre part sur une zone municipale dédiée au sport.

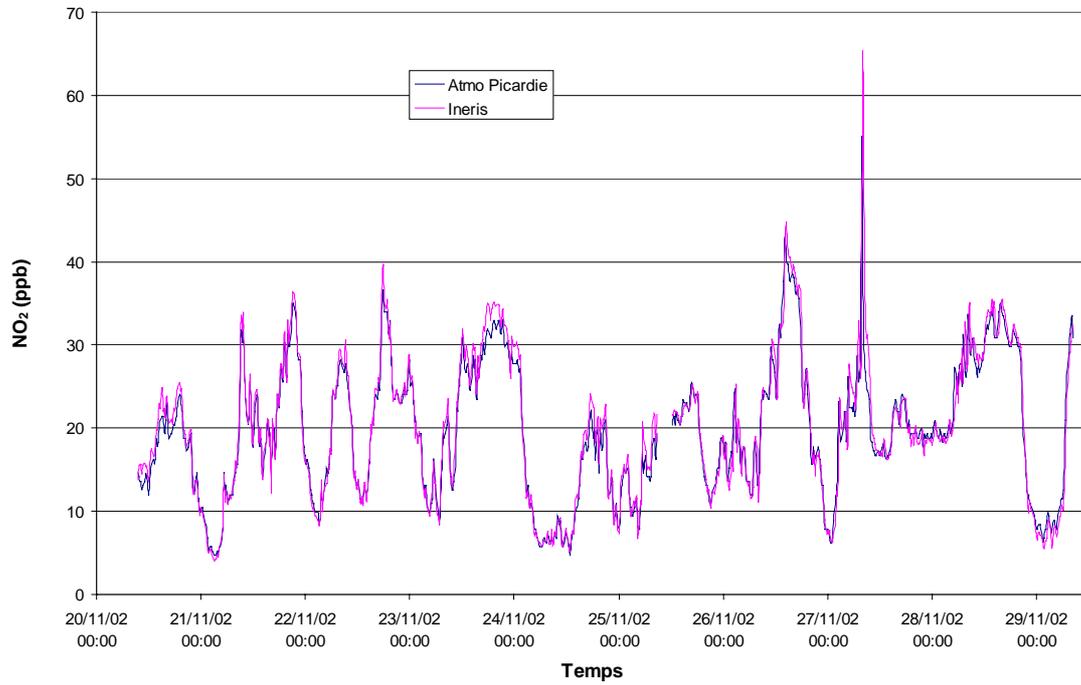
Tout ceci reste toutefois très ponctuel, et dans un domaine de concentration modeste.

Conclusion

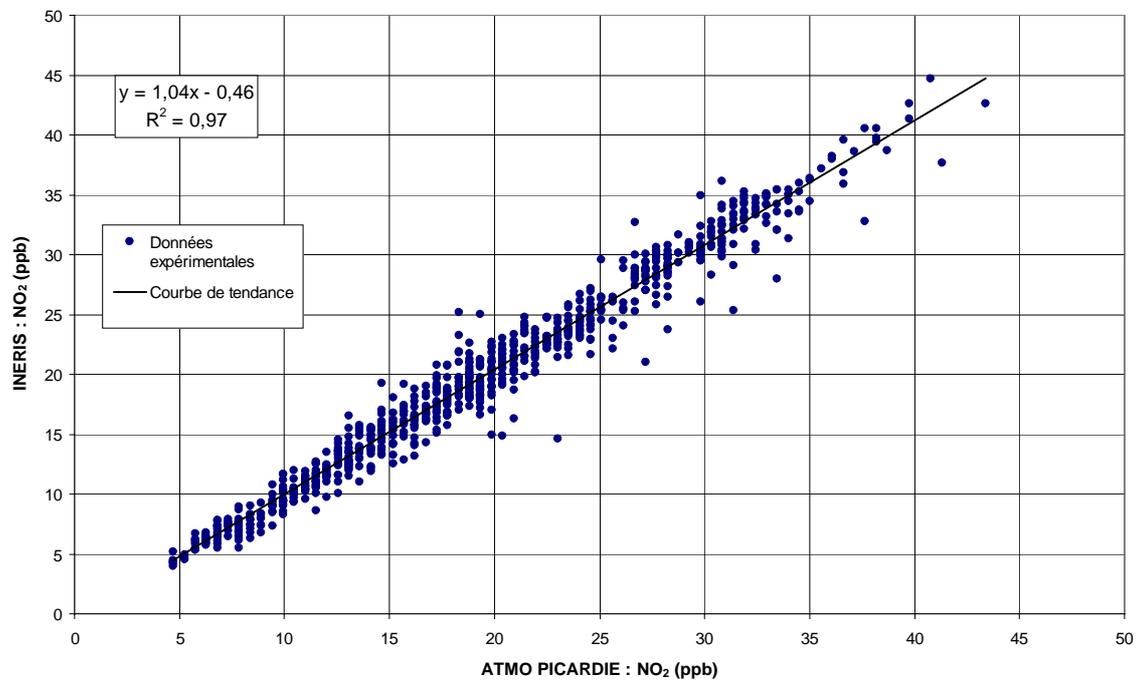
Dans le cadre de cet exercice de comparaison, sous réserve de l'appréciation concernant l'étendue de mesure explorée, nous observons une convergence optimale pour la mesure du NO.

3.2 DIOXYDE D'AZOTE

Données



Graphe 3 : suivi temporel de la mesure du dioxyde d'azote.



Graphe 4 : comparaison, pour le NO₂, entre les deux entités.

Le tableau 4.2 regroupe l'ensemble des résultats.

NO₂	Observations	Classe
Gamme (ppb)	0 - 45	3 (30% - 50%)
Pente	4 %	1 (<10%)
Offset (ppb)	0.5	1 (< 5 ppb)
Régression : R ²	0.97	/
R	0.94	

Tableau 4.2 : résultats de la comparaison « dioxyde d'azote ».

Étendue

La gamme de variation (1/4 horaire) durant la campagne est de 0 – 45 ppb pour le dioxyde d'azote. Si nous la comparons à la valeur limite horaire pour la protection de la santé humaine vis-à-vis du NO₂ [5] soit 200 µg/m³ (environ 104 ppb), nous nous situons dans le haut de la classe 3.

Comparaison

Qu'il s'agisse de la pente, ou de l'offset, nous constatons l'appartenance à la classe 1. Rappelons toutefois que l'étalon utilisé pour NO était commun aux deux participants.

Le coefficient de corrélation est très élevé (0.94).

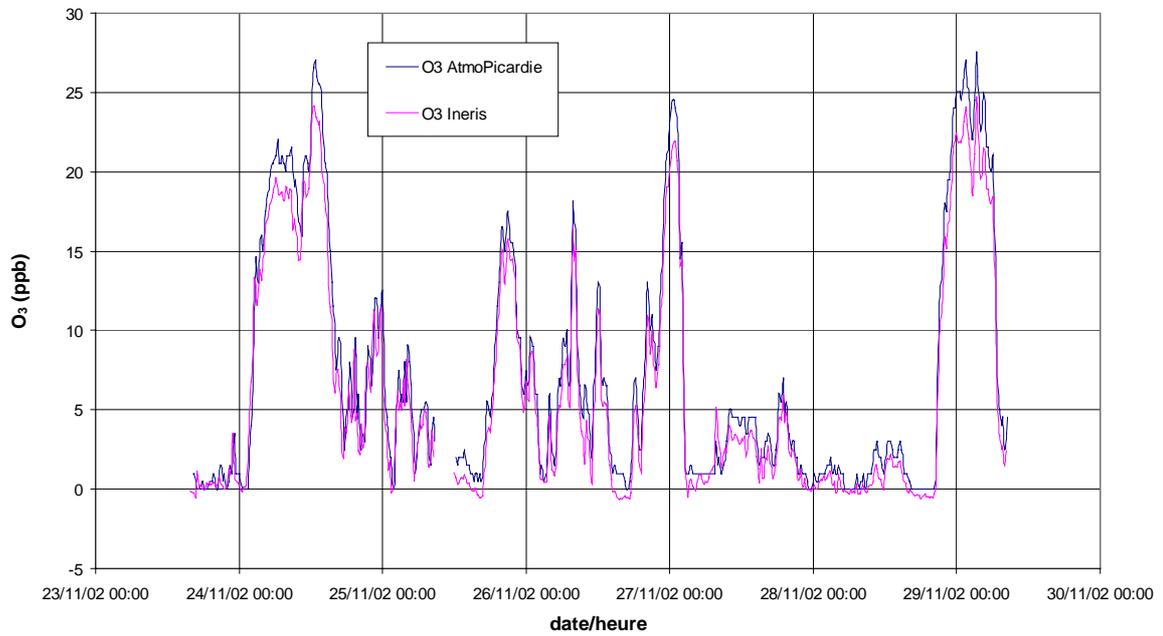
Conclusion

Mis à part une étendue limitée (classe 3), la comparaison « dioxyde d'azote » présente un coefficient de corrélation élevé, et une pente et un offset appartenant à la classe 1.

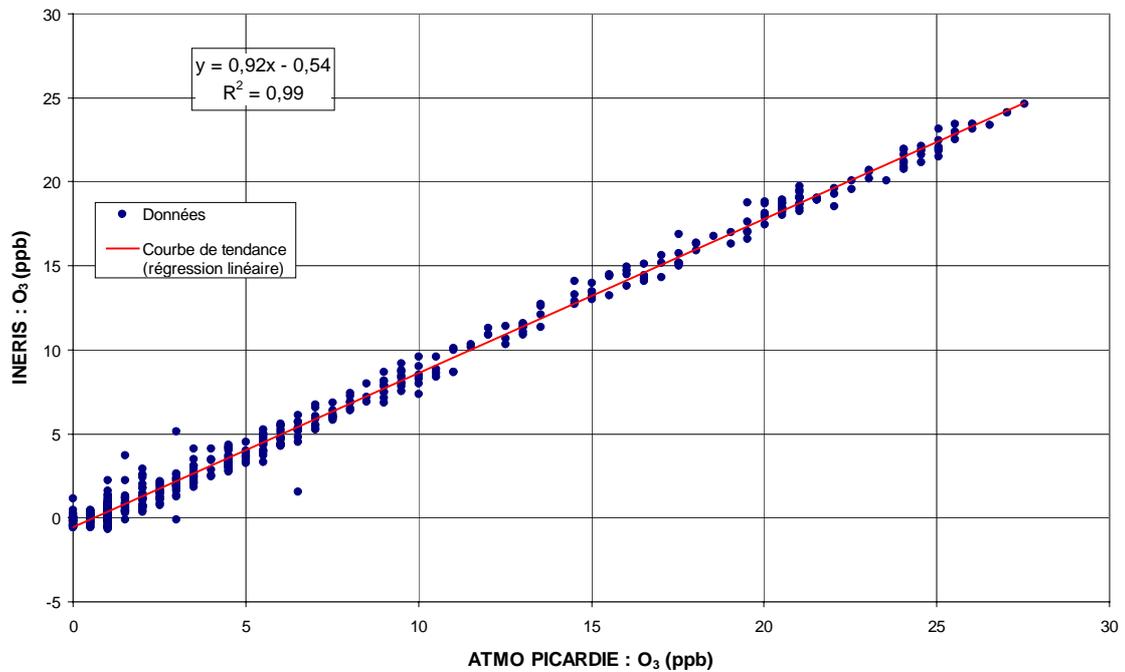
3.3 OZONE

Base de données

Les données validées sont présentées ci-dessous.



Graphe 5 : suivi temporel de l’ozone.



Graphe 6 : comparaison entre participants dans le cas de l’ozone.

Le tableau 4.2 résume les principaux résultats.

O₃	Observations	Classe
Gamme (ppb)	0 - 25	Hors classe (< 30 %)
Pente	8 %	1 (< 10 %)
Offset (ppb)	0.5	1 (< 5 ppb)
Régression : R ²	0.99	/
R	0.99	

Tableau 4.3 : résultats de la comparaison « ozone ».

Étendue

La comparaison sur la mesure de l’ozone porte sur une gamme allant de 0 à 25 ppb environ (1/4 horaire). Ceci est très limité au regard du seuil d’information ou d’alerte, respectivement de 90 et 120 ppb (moyenne horaire), et situe cet exercice hors classe.

Comparaison

La différence entre les participants est caractérisée par un coefficient de proportionnalité de 0,92 soit une pente de 8 %. Cette différence n’est pas négligeable, mais reste suffisamment réduite pour respecter les conditions de la classe 1. Il est à noter ici que le calibrage « ozone » du camion laboratoire a été réalisé avant le déplacement de celui-ci vers le site de la campagne de mesure (générateurs volumineux).

L’offset est 10 fois inférieur à la limite de la classe 1.

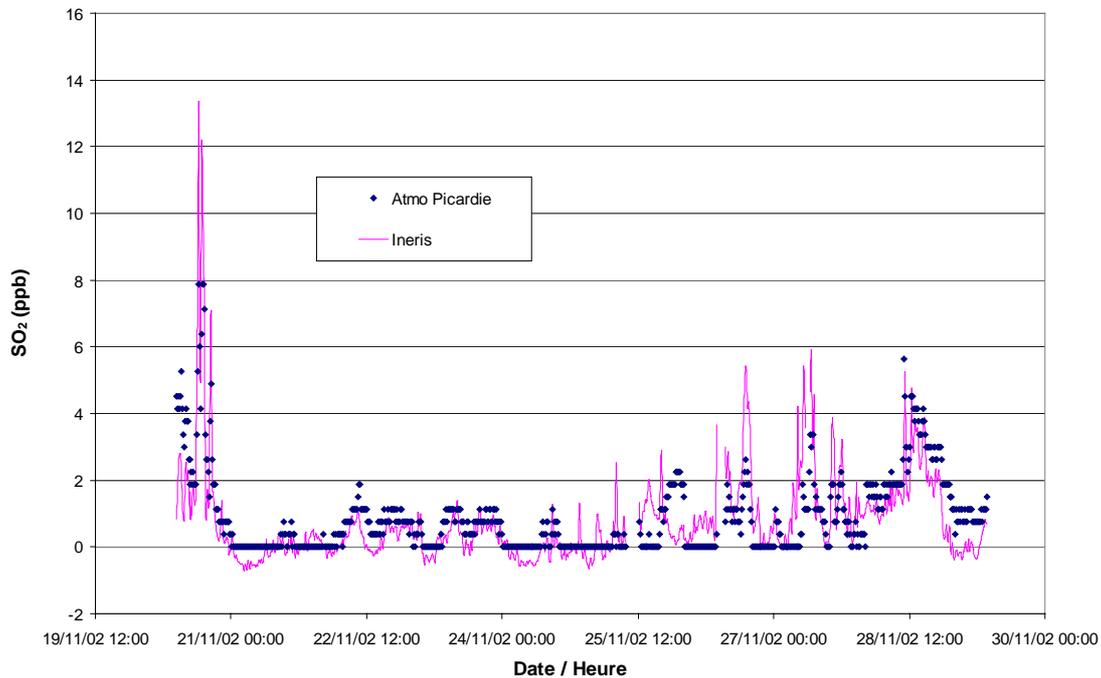
La corrélation entre les deux appareils est également excellente, voire parfaite car proche de 1.

Conclusion

La comparaison « ozone » est handicapée par une gamme de concentration limitée (hors classe). Toutefois elle présente de bons résultats : coefficient de corrélation optimum, paramètres « pente » et « offset » de classe 1.

3.4 DIOXYDE DE SOUFRE

Données



Graph 7 : suivi temporel de la mesure de SO₂ par les deux participants.

Étendue

L'étude du dioxyde de soufre se trouve limitée par les faibles niveaux de concentration rencontrés : mise à part une pointe à 12 ppb, la majorité des observations se situe au-dessous de 2 ppb, comme nous le montre le graphe 7. Ce paramètre se trouve très largement hors classe en terme d'étendue (< 2% de la valeur limite de 118 ppb). Par ailleurs, il se situe généralement au-dessous de la limite de quantification de 5 ppb [3].

Comparaison

Il n'est donc pas concevable de réaliser une régression linéaire, le spectre se limitant à l'origine de la gamme de mesure.

Un calcul de corrélation est toutefois possible : celle-ci est de 0,75, ce qui illustre correctement l'image donnée par le graphe 7, à savoir une bonne convergence des deux appareils.

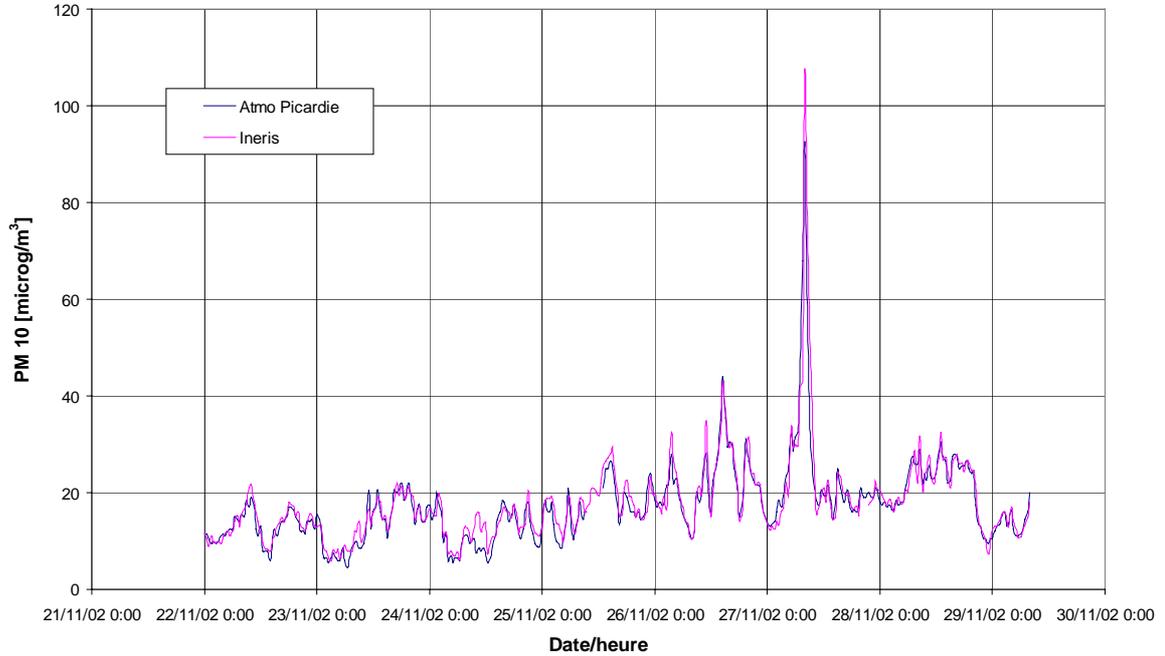
Remarque : la représentation de la mesure des basses concentrations peut varier selon les appareils. En l'occurrence, dans le cas présent, l'un d'entre eux propose un descriptif détaillé, quand l'autre utilise un mode « créneau », par « paliers ». Afin de faciliter l'illustration de cette différence, le graphique 7 utilise une représentation en mode point pour le second appareil.

Conclusion

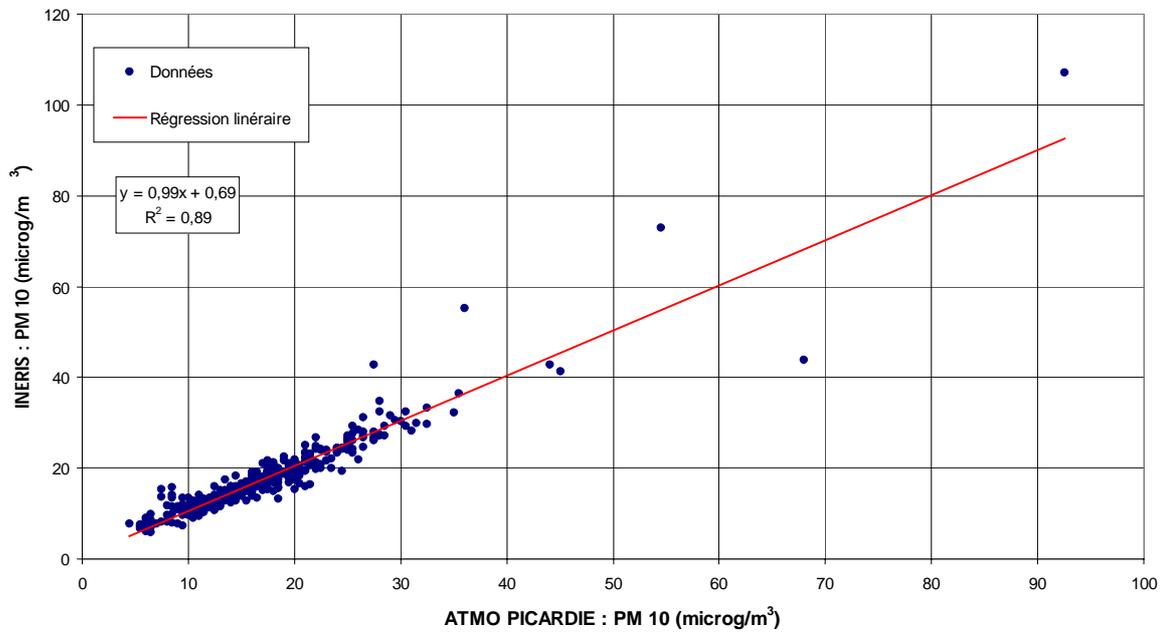
L'exercice de comparaison ne peut être mené pour ce paramètre, dans la mesure où la gamme explorée est très limitée, restant proche de zéro.

3.5 PM₁₀

Données



Graphe 8 : Suivi temporel de la mesure PM₁₀ des deux participants.



Graphe 9 : PM₁₀ - Comparaison entre les deux participants.

La comparaison PM₁₀ a porté sur un peu plus de 7 jours.

Le graphe 9 présente la comparaison entre les deux participants. Il est intéressant de noter que la régression linéaire présente les mêmes caractéristiques, lorsque l'on réduit la gamme de travail de 0 – 100 à 5-30 µg/m³.

Les résultats sont rassemblés dans le tableau suivant :

PM 10	Observations	Classe
Gamme (µg/m ³)	5 – 30	2
Pente	0.6 %	1 (<25%)
Offset (µg/m ³)	0.7	/
Régression : R ²	0.89	/
R	0.94	

Tableau 4.4 : résultats de la comparaison pour la mesure PM₁₀.

Étendue

La gamme de variation (graphe 8) atteint 100 µg/m³ mais la concentration ¼ horaire se situe majoritairement entre 10 et 30 µg/m³, pour une moyenne de 18 µg/m³ environ. Nous nous situons donc entre 20 et 60% de la valeur limite journalière (50 µg/m³), ce qui place cet essai en classe 2.

Comparaison

La régression linéaire conduit à une droite dont la pente est très proche de l'unité (0,99). Elle respecte très largement le critère de classe 1 posé lors de l'exercice européen [1] : 0.6% << 25%.

L'exercice européen ne posait pas de condition concernant l'offset. Quoi qu'il en soit, celui-ci est inférieur à l'unité, ce qui est satisfaisant si on considère d'une part la valeur limite, et d'autre part le fait que le constructeur déconseille l'utilisation de ce type d'appareil (le TEOM) au-dessous de 10 µg/m³.

Le coefficient de corrélation est élevé (0,94).

Conclusion

Ce paramètre présente l'étendue la plus large de l'exercice (classe 2).

Il respecte largement le critère de classe 1 en terme de pente, et présente un offset très réduit.

4. BILAN

Les résultats de l'ensemble de cet exercice de comparaison sont rassemblés dans le tableau suivant :

Polluant	Étendue (classe 1 à 3)	Pente (classe)	Offset (classe)	Corrélation (R)
NO	/	1	1	0.99
NO ₂	3	1	1	0.94
O ₃	Hors classe ($\leq 30\%$)	1	1	0.99
SO ₂	Hors classe ($\cong 0\%$)	/	/	/
PM ₁₀	2	1	/	0.94

Tableau 4.1 : résumé des résultats de l'exercice. Pour le nombre de classes, se reporter aux tableaux 2.2 et 2.3

4.1 ÉTENDUE

Critères

La validité de cet exercice dépend tout d'abord de l'étendue de concentration explorée : idéalement, il serait nécessaire de considérer l'ensemble du domaine considéré par les valeurs limites, voire au-delà ; en pratique, une exploration partielle nous semble suffisante, à condition toutefois qu'elle reste significative, d'où un classement de 1 à 3, correspondant à une exploration minimum de 90 %, 50 %, 30 % de la valeur limite considérée.

La difficulté réside ici dans la possibilité de pouvoir comparer des limites horaires (quand elles existent) et des mesures ¼ heure. Dans le cas des particules, il s'agit d'une valeur limite journalière.

Résultats

Le principe de la comparaison de valeurs ¼ heure à des limites horaires étant posé, il apparaît donc que :

- la comparaison ne peut être validée pour le dioxyde de soufre.
- sa portée est a priori limitée pour l'ozone ; toutefois, l'obtention, comme c'est le cas, de très bons résultats dans la gamme des basses concentrations, est de très bon augure pour le reste de la gamme.
- le NO présente la difficulté de ne pas disposer de valeur limite ;
- enfin, nous estimons que l'exercice est pleinement significatif pour deux paramètres : NO₂ et PM₁₀.

Cas d'une étendue réduite : discussion

Si la faible étendue de concentration en dioxyde de soufre empêche la comparaison d'être significative pour ce polluant, le fait que l'ozone soit « hors-classe » (étendue inférieure à 30 %) n'empêche aucunement l'obtention de très bons résultats.

Polluant	Valeur limite horaire pour la protection de la santé humaine [5]	Objectif de qualité en moyenne annuelle [4]	Limite de quantification [3]
NO	/	/	5 ppb
NO ₂	104 ppb	21 ppb	5 ppb
O ₃	Seuil d'alerte : 120 ppb	Matériaux [5] : 20 ppb (24 h – végétaux : 32.5 ppb)	2 ppb
SO ₂	131 ppb	19 ppb	5 ppb
PM ₁₀	24 heures : 50 µg/m ³	30 µg/m ³	/

Tableau 4.2 - évaluation de la portée de la base de données : extension des références.

Si l'exigence d'une étendue minimale reste pertinente, l'élément déterminant serait plutôt le fait de contenir la zone des faibles concentrations. Celle-ci est en effet la plus difficile en terme de métrologie : au vu de l'excellente qualité en terme de **linéarité** des produits actuels, l'obtention d'écart réduits dans la zone des faibles concentrations peut être facilement extrapolée aux concentrations supérieures.

Or, comme le montre le tableau 4.2, la réglementation s'appuie sur des valeurs moyennes à l'échelle annuelle, celles-ci restant bien distinctes des limites de quantification.

Deux éléments vont dans le sens d'un remplacement de la référence horaire par la référence annuelle :

- dans le cas du dioxyde de soufre, la comparaison reste non-significative,
- dans le cas de l'ozone, pour lesquels nous avons enregistré de très bons résultats, le changement de référence lui permet de passer de la classe 3 à la classe 1, ce qui semble refléter de manière plus fidèle la situation.

En conclusion, il semble donc que la notion d'étendue est susceptible de s'appuyer sur les références annuelles réglementaires.

En conséquence, dans le cas de la comparaison effectuée à Nogent-sur-Oise, en ce qui concerne l'étendue, l'ensemble des polluants seraient situés en classe 1, à l'exception toutefois du dioxyde de soufre.

En contrepartie, il ne deviendrait possible de réaliser une comparaison qu'à condition de se situer en classe 1 et/ou d'intégrer une vérification vis-à-vis de la limite de quantification.

4.2 SYNTHÈSE

Etendue

Nous l'avons vu, la comparaison ne peut être validée dans le cas du dioxyde de soufre, pour des raisons d'étendue des concentrations observées.

Un site peu exposé présente l'inconvénient d'étendues de concentration réduites, ce qui s'avère très pénalisant si l'on prend en référence les valeurs limites horaires. Toutefois le passage à des valeurs limites annuelles semble possible (cas de l'ozone).

Résultats

En terme de résultats, les indications du tableau 4.1 établissent clairement une excellente convergence entre les deux entités de mesure, sur la base des critères proposés par le laboratoire européen ERLAP (pente, offset).

Par ailleurs, les niveaux de corrélation sont également de très bonne qualité puisque tous supérieurs à 0.94.

Le choix des différentes limites séparant les classes pourrait être discuté, affiné pour chaque polluant, et actualisé (l'exercice ERLAP portait sur la période 1990-2000). Toutefois, il faut souligner que l'appartenance systématique à la classe 1 (offset, pente), dans des catégories de 4 ou 5 niveaux, constitue un excellent résultat.

Ceci est d'autant plus vrai que le pas de temps que nous avons considéré (1/4 heure) est pénalisant par rapport d'une part au référentiel utilisé (étude ERLAP : référentiel horaire), et d'autre part au besoin (surveillance réglementaire : horaire).

5. CONCLUSION

Si chaque station fixe de mesure bénéficie de tout un ensemble de dispositifs et de procédures de vérification, raccordement, etc. visant à optimiser la qualité de la mesure, il est important de pouvoir situer ses résultats par rapport à une autre entité.

Dans ce cadre, l'objectif de cette étude est d'évaluer le potentiel de la comparaison entre une station fixe et un laboratoire mobile.

Il apparaît que ce type de réalisation est tout fait envisageable et assez simple de mise en œuvre.

La seule réserve à porter concerne l'étendue de la gamme de concentration rencontrée : dans le cas présent, malgré une présence de près de deux semaines, un paramètre n'a pas pu être exploité (dioxyde de soufre).

Mis à part la mesure PM₁₀, les domaines de concentration explorés sont restés modestes. Dans ce cas, il semblerait possible, et plus adapté, de prendre en référence les valeurs limites réglementaires à l'échelle annuelle plutôt qu'à l'échelle horaire.

Les calculs de corrélation et la confrontation aux spécifications de qualité établis par le laboratoire européen ERLAP (pente, offset), mettent en évidence une très bonne convergence des résultats entre les deux entités ayant participé à l'exercice.

6. REFERENCES

Numéro	Désignation précise
[1]	« Dieci anni (1990-2000) di controllo di qualità dei dati della rete di monitoraggio atmosferico della regione lombardia » Cerutti et al., EUR 20139 IT, 2002.
[2]	« Développement d'un outil d'intercomparaison », LCSQA, O. Le Bihan, Convention 41/2000, Juin 2002.
[3]	Compte rendu de la réunion du groupe certification / qualité de l'air du 4 avril 2001, à l'AFNOR (CR 2).
[4]	Décret n°2002-213 du 15 février 2002
[5]	Directive 1999/30/CE